

## THESIS / THÈSE

### MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES DES ORGANISMES ET ÉCOLOGIE

#### Evaluation de l'état écologique de la Vesdre

Minet, Laurence

*Award date:*  
2005

*Awarding institution:*  
Université de Namur

[Link to publication](#)

#### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

#### Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



---

FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX  
NAMUR

*Faculté des Sciences*

## **EVALUATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE DE LA VESDRE**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de  
licencié en Sciences biologiques**

Laurence MINET  
Août 2005

**Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix**  
**FACULTE DES SCIENCES**  
**Secrétariat du Département de Sciences**  
**Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR**  
**Téléphone: + 32(0)81.72.44.18. - Téléfax: + 32(0)81.72.44.20.**  
**E-mail: joelle.jonet@fundp.ac.be - <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>**

## EVALUATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE DE LA VESDRE

MINET Laurence

### Résumé

Ce travail s'inscrit dans la mise en application de la Directive Cadre Eau ayant pour objectif que toutes les eaux européennes atteignent un bon état écologique d'ici 2015.

L'état écologique est déterminé par des éléments relatifs à la qualité biologique, hydromorphologique et physico-chimique.

Dix stations réparties sur le réseau hydrographique du bassin versant de la Vesdre (Province de Liège, Belgique) ont été prospectées en vue d'établir la qualité écologique de ce cours d'eau.

Afin d'en déterminer l'état écologique, nous avons effectué 2 campagnes de prélèvement, une en automne 2004 et une au printemps 2005, au cours desquelles nous avons effectué des mesures physico-chimiques, mais également prélevé des échantillons d'eau en vue d'autres analyses physico-chimiques. Nous avons aussi réalisé des prélèvements de diatomées benthiques et de macroinvertébrés. A partir de l'analyse physico-chimique nous avons calculé différents indices SEQ-Eau. L'identification des diatomées nous a permis via le logiciel OMNIDIA, de calculer différents indices dont le plus pertinent, l'IPS (indice de polluo-sensibilité spécifique) a été retenu. Quant aux macroinvertébrés, leur tri et détermination nous ont amenés à déterminer l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé). Lors de la seconde campagne, des pêches électriques ont été réalisées sur chaque station, permettant de nous rendre compte de la diversité des espèces rencontrées et de l'évolution des populations. A partir des résultats des pêches, nous avons calculé l'indice IBIP (Indice Biologique d'Intégrité Piscicole). Chacune des méthodes employées devant rester conforme à l'Annexe V de la Directive Cadre Eau.

Les résultats nous ont permis de montrer que les têtes du bassin situées en Hautes Fagnes, (région naturelle, forestière, non soumise à la pollution industrielle ou urbaine) ne présentent aucune pollution. Par contre, les stations situées après Dolhain, présentent un problème de pollution mais nous avons pu remarquer que celui-ci avait tout de même tendance à diminuer depuis la mise en service des stations d'épuration de Wegnez et Membach. L'installation de Goffontaine étant trop récente (2004), son impact sur la qualité de l'eau n'a pas encore pu être mis en évidence.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Août 2005

**Promoteur:** J.-P. Descy

## Remerciements :

*Merci à Monsieur Jean-Pierre Descy, qui a su me trouver un sujet de mémoire très attrayant du fait qu'il m'impliquait aussi et surtout sur le terrain. Je le remercie également de m'avoir accueillie dans son laboratoire.*

Merci à Claude Fauville pour ses conseils et explications et surtout pour sa patience durant ces 2 dernières semaines.

*Je remercie tous les étudiants de 2ème licence, pour tout ce temps passé ensemble dans la bonne humeur (en général) malgré le stress constant de ces derniers mois. Un merci tout particulier à Caroline, Carole et Jessica (Ghislaine) grâce à qui toutes ces heures passées dans le local microscopie passaient si vite.*

*Merci à mes parents et Djo d'avoir su croire en moi pendant toutes ces années et de m'avoir encouragée. Merci à tous ceux qui ont supporté ma mauvaise humeur de ces dernières semaines.*

*Merci à Lo pour ces années passées ensemble dans la bonne humeur et avec quelques bons éclats de rire.*

*Un merci tout particulier à André pour avoir su m'écouter, me supporter et me conseiller. Tu as toujours su être là et me distraire au moment où j'en avais besoin. Merci également pour toute l'aide que tu as su me donner durant ce mémoire, aussi bien sur le terrain qu'au labo. Merci pour toutes ces pêches qui grâce à toi et bien sûr Ghislaine, Pierre, Sylvain, Emilie et parfois Thibaut resteront des moments inoubliables. Tous ces moments me manqueront énormément... ainsi que vous tous...*

*Je remercie également toutes les personnes qui se sont généreusement dévouées ( merci Nico et Mat ) ainsi que les différentes équipes pour leur participation à mes pêches.*

*Et pour terminer un très grand merci à tous ceux qui ont su m'écouter et me soutenir lorsque j'en avais besoin.*

<b><u>1) Introduction générale</u></b>	<b>1</b>
<b><u>2) Détermination de l'état écologique des cours d'eau</u></b>	<b>2</b>
a) <i>Qu'est-ce que la qualité écologique et comment la déterminer</i>	2
b) <i>Typologie des masses d'eau : les rivières</i>	3
c) <i>Aperçu de différents types de pollution</i>	4
d) <i>Le SEQ-Eau</i>	5
e) <i>Paramètres biotiques</i>	7
i) <i>Les diatomées</i>	7
(1) Caractéristiques générales	7
(2) Description des indices	9
(3) Etablissement des conditions de référence (DCE)	9
(4) Conformité de l'indice par rapport à la DCE	10
ii) <i>Les macroinvertébrés</i>	11
(1) Caractéristiques générales	11
(2) Macroinvertébrés et pollution	12
(3) Détermination de l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé)	12
(a) Principe général	12
(b) Analyse biologique	13
(c) Calcul de l'IBGN	13
(i) Principales catégories de perturbations révélées	13
(ii) Limites	14
(4) Détermination des conditions de référence pour la faune benthique DCE	14
(5) Indice invertébré par rapport aux exigences de la DCE	15
iii) <i>L'ichtyofaune</i>	15
(1) Zonation longitudinale	15
(2) Indice IBIP	16
(3) Indice Fame	16
(4) L'indice poisson par rapport aux exigences de la DCE	17
(5)	
<b><u>3) Présentation générale de la Vesdre</u></b>	<b>18</b>
a) <i>Géomorphologie</i>	18
b) <i>Historique</i>	19
c) <i>Régime débits et températures</i>	20
d) <i>Géologie</i>	20
e) <i>Zonation piscicole théorique</i>	20
f) <i>Caractéristique physico-chimique de l'eau</i>	21
g) <i>Qualité biologique</i>	21

4) <b><u>Matériel et méthodes</u></b>	22
<b>a) Etude des communautés macro-invertébrés</b>	22
i) <i>Méthode de prélèvement sur le terrain</i>	22
(1) Echantillonnage	22
(a) Echantillons	23
(b) Protocole d'échantillonnage	23
ii) <i>Tri et détermination des échantillons</i>	23
<b>b) Prélèvements de diatomées</b>	24
i) <i>Méthode d'échantillonnage sur le terrain</i>	24
ii) <i>Observation et détermination au laboratoire</i>	24
<b>c) L'ichtyofaune : pêches électriques</b>	24
i) <i>Principal général</i>	24
ii) <i>Etapes de déroulement d'une pêche électrique</i>	24
<b>d) Etude de la qualité de l'eau</b>	25
i) <i>Prélèvement des échantillons d'eau</i>	25
ii) <i>Analyses physico-chimiques</i>	25
(1) Mesure de la température	25
(2) Mesure du pH	25
(3) Mesure de la conductivité	26
(4) Mesure de l'alcalinité	26
(5) Mesure de la concentration en oxygène	26
<b>e) Dosage des nutriments et matières organiques dissoutes</b>	27
i) <i>Dosage des nitrates</i>	27
ii) <i>Dosage des nitrites</i>	27
iii) <i>Dosage de l'ammoniaque</i>	27
<b>f) Dosage des éléments majeurs : anions</b>	28
i) <i>Dosage des sulfates</i>	28
ii) <i>Dosage des chlorures</i>	28
iii) <i>Dosage de la silice</i>	28
<b>g) Etablissement de l'indice Seq-Eau</b>	28
<b>h) Détermination de l'état écologique</b>	29

<b><u>5) Résultats et discussion</u></b>	30
<b><i>a) Résultats des deux campagnes de prélèvements (novembre 2004 – mai 2005)</i></b>	30
<i>i) La qualité physico-chimique</i>	30
(1) La température	30
(2) Le pH	31
(3) La conductivité	31
(4) L'alcalinité	32
(5) La concentration en oxygène	32
<i>ii) Résultats obtenus avec les indices d'aptitude à la biologie (SEQ-Eau)</i>	33
(1) Acidification = pH	33
(2) Matières azotées hors nitrates	33
(3) Effet des proliférations végétales	34
(4) Matières organiques et oxydables	34
(5) Nitrates	35
<i>iii) Qualité biologique</i>	35
(1) Les diatomées : l'IPS	35
(2) Les macroinvertébrés : l'IBGN	36
(3) Les poissons : l'IBIP	37
<b><i>b) Evolution de la qualité écologique de la Vesdre</i></b>	38
<i>i) Evolution de la qualité physico-chimique de 1994 à 2005</i>	38
(1) Indices des matières organiques et oxydables	38
(2) Indices des matières azotées hors nitrates	39
(3) Indice de l'acidification	38
(4) Indice des nitrates	40
(5) Indice de minéralisation	40
(6) Evolution de la classe d'aptitude aux potentialités biologiques	41
<i>ii) Evolution de la qualité biologique</i>	42
(1) Evolution de l'indice macroinvertébrés de 1989 à 2005	42
(2) Evolution de l'indice diatomées de 1979 à 2005	43
(3) Les poissons	44
(a) Pêches réalisées à Trooz en 1979-2001-2003	44
(b) Pêches réalisées à Nessonvaux en 1979-2003-2005	45
<b><i>c) Evaluation de l'état écologique de la Vesdre</i></b>	46

<b>d) Discussion générale</b>	47
i) La physico-chimie des eaux	47
ii) La qualité biologique	48
(1) Les diatomées	48
(2) Les macroinvertébrés	49
(3) Les poissons	50
<b>6) Conclusions et perspectives</b>	51
<b>7) Références bibliographiques</b>	



## 1) INTRODUCTION

Longtemps réputée pour sa richesse piscicole, la Vesdre a connu une profonde dégradation de son état au XIX<sup>ème</sup> siècle avec le développement de l'industrie lainière dans la région de Verviers. A cette dégradation s'ajoutaient également les pollutions organiques et chimiques d'origine urbaine (acide, hydrocarbure, métaux lourds, ...) et industrielle décimant les populations de poissons les plus sensibles et fragilisant les espèces les plus robustes.

Depuis, un effort d'épuration a été réalisé et la qualité globale de l'eau s'est améliorée.

La mise en fonction des stations d'épuration de Membach en 1998 et de Wegnez en 2001 entraîna une nette amélioration de la qualité de l'eau de la rivière et la restauration des peuplements piscicoles tels gardons, chevaines, goujons, ...

Ce mémoire a pour objectif la détermination de l'état écologique de la Vesdre via une étude de la physico-chimie de l'eau mais également l'étude d'indicateurs biologiques tels les peuplements diatomiques (= algues unicellulaires microscopiques), invertébrés et poissons.

Pour ce faire, nous avons échantillonné 10 stations s'étendant de Raeren à Vaux-sous-Chèvremont.

Ce travail s'inscrit également dans la mise en application de la Directive Cadre Eau ayant pour objectif que toutes les eaux européennes atteignent un bon état écologique d'ici 2015.

L'état écologique est déterminé par des éléments relatifs à la qualité biologique, hydromorphologique et physico-chimique. Le point de référence est fourni par les paramètres biologiques des eaux se trouvant dans des conditions non ou presque pas perturbées.

Pour cela, il faut donc éviter toute pollution à la source et établir des mécanismes de contrôle permettant de gérer de manière durable toute pollution.

L'eau est donc un patrimoine à gérer et défendre car soumise à de nombreuses contraintes suite à une demande croissante d'eau de bonne qualité et en quantité suffisante.

Dans le premier chapitre, nous définirons ce qu'est la qualité écologique et comment la déterminer ainsi que les différents indices biologiques et physico-chimiques utilisés pour y arriver. Nous terminerons ce chapitre par une présentation du milieu étudié.

Le second chapitre explicitera les différentes méthodes de travail employées sur le terrain et en laboratoire.

Le chapitre trois présentera nos résultats ainsi que leur interprétation.

La discussion portera sur l'explication des classes de qualité obtenues et sur la caractérisation de la qualité écologique du cours de la Vesdre.

Le dernier chapitre nous permettra de tirer des conclusions concernant cet état et l'évolution de la qualité écologique. Quelques perspectives pour une amélioration seront envisagées.

## **2) DETERMINATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES COURS D'EAU**

### ***a) Qu'est-ce que la qualité écologique et comment la déterminer***

L'objectif d'ensemble de la Directive cadre est la gestion intégrée de l'eau et la réalisation d'un bon état écologique des eaux d'ici fin 2015. Pour évaluer cet état, on a besoin d'un système à plusieurs graduations, classes de qualité, se référant à une situation naturelle ou caractéristique du type d'écosystème considéré. Les éléments de qualité permettant une classification de l'état écologique sont les suivants :

- paramètres biologiques = phytoplancton, macrophytes, phytobenthos, faune benthique invertébrée et ichtyofaune
- paramètres hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques = régime hydrologique et conditions morphologiques
- paramètres chimiques et physico-chimiques soutenant les paramètres biologiques = paramètres généraux, polluants synthétiques spécifiques et polluants non synthétiques spécifiques.

La combinaison de ces différents indicateurs permettra de donner une appréciation globale de la qualité et de l'intégrité de l'écosystème aquatique.

Chaque indice a sa spécificité et son champ d'action : les analyses physico-chimiques et physiques permettent d'identifier les causes des perturbations du milieu et communautés aquatiques, tandis que les analyses biologiques en mesurent les effets globaux.

(Descy et al, 2004)

La qualité écologique d'un cours d'eau est définie par l'expression de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface.

Elle est évaluée en combinant la qualité biologique du cours d'eau et la structure de l'écosystème (physico-chimie et hydromorphologie).

Les systèmes bio-indicateurs pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface ont commencé il y a plus d'un siècle avec Kolenati (1848) et Cohn (1853) qui observaient que les organismes présents dans les eaux polluées sont différents de ceux présents en eau pure.

Leur avantage : les communautés biologiques reflètent la qualité écologique et intègrent les effets des différents stress, fournissant une mesure de leur impact et une mesure écologique des variations des conditions environnementales. (Iliopoulou-Georgudaki, J., et al, 2003)

Toutes les catégories n'ont pas la même sensibilité à la qualité des cours d'eau. La faune et la flore ont des exigences écologiques et des modes de vie tout à fait différents. C'est pourquoi la DCE propose de combiner des analyses basées sur des communautés différentes, occupant dans l'écosystème diverses positions, afin d'établir une évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques reposant sur les communautés caractéristiques de la masse d'eau de surface considérée. Selon la DCE, l'état biologique se décline en 5 classes. Ces classes sont élaborées par comparaison avec des conditions biologiques dites de référence pour chaque type de masse d'eau. Elles évoluent du très bon état c'est à dire un état proche des conditions de référence au mauvais état qui en est donc très éloigné.

Ces conditions sont établies à partir de la connaissance des communautés des sites présentant des conditions hydro-morphologiques et physico-chimiques non ou très peu perturbées.

Diverses méthodes d'évaluation de la qualité biologique ont été développées (**FIG 1**).

### ***b) Typologie des masses d'eau : les rivières***

Les descripteurs pour l'identification des types de masses d'eau "rivières" en Région wallonne sont :

#### A. Régions naturelles (Fig 2)

Les Régions naturelles sont basées au niveau régional, sur les **Territoires écologiques**. Ceux-ci relèvent de caractéristiques multiples du milieu, principalement du climat (régime thermique, rayonnement, disponibilité en eau, etc.) et de la géomorphologie. Ces territoires ont été regroupés en 5 Régions naturelles :

- Ardenne
- Lorraine belge
- Famenne
- Condroz
- Région limoneuse

#### B. Superficie du bassin versant

Les classes pour la **superficie du bassin versant** sont les suivantes :

Petit \_ 10 à 100 km<sup>2</sup> (ruisseaux)

Moyen \_  $\geq$  100 à 1.000 km<sup>2</sup> (rivières)

Grand \_  $\geq$  1.000 à 10.000 km<sup>2</sup> (grandes rivières)

Très grand \_  $\geq$  10.000 km<sup>2</sup> (très grandes rivières)

#### C. Classes de pente et zones piscicoles (Fig 3)

Ce descripteur est ajouté comme descripteur facultatif. Il tient à la fois compte du critère "pente moyenne du cours d'eau" ainsi que des caractéristiques écologiques des cours d'eau.

Trois classes sont proposées :

- Zone à pente forte (anciennement "Zone à truite" (Huet, 1949)) avec des pentes de cours d'eau supérieures à 7,5 ‰.
- Zone à pente moyenne (anciennement "Zones à ombre et à barbeau" (Huet, 1949)) avec des pentes de cours d'eau comprises entre 0,5 ‰ et 7,5 ‰.
- Zone à pente faible (anciennement "Zone à brème" (Huet, 1949)) avec des pentes de cours d'eau inférieures à 0,5 ‰.

Le croisement de ces trois descripteurs permet d'obtenir théoriquement 60 types de masses d'eau différents pour les rivières wallonnes dont certains n'existent que sur papier (ils ne se retrouvent pas en Région wallonne).

Seuls 25 types sont effectivement présents en Région wallonne.

(DGRNE, avril 2005)

### **c) Les différentes formes de pollutions**

➤ La pollution organique peut se produire par dégradation dans le milieu récepteur de matières organiques provenant de rejets, continus ou réguliers, de résidus de certaines activités humaines (égouts). Ces différents agents organiques sont biodégradés par l'action de micro-organismes. Cette autoépuration s'accompagne d'une consommation de l'oxygène dissous de l'eau. Si l'apport en matières organiques est trop important pour le cours d'eau récepteur, on observera un déficit en oxygène, qui, s'il est total, conduira à l'asphyxie des organismes mais également à la synthèse de substances toxiques ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) par le métabolisme des bactéries anaérobies. On se retrouvera face à des conditions létales pour la plupart des organismes vivant dans ces eaux.

La conséquence directe d'une pollution organique sera la disparition progressive des organismes ayant une forte exigence en oxygène (Poissons Salmonidae, Insectes Plécoptères, ...). Par la suite, on observera un appauvrissement de la richesse et de la diversité faunistique et floristique, pour finalement aboutir à une biocénose dégradée où seuls les individus tolérants seront présents (Gardons, Chironomes, ...)

#### ➤ Pollutions chimiques proprement dite

Elles peuvent être brutales et toxiques (acides, alcalis, cyanure, phénols, métaux lourds, ...) mais ne sont pas létales tant que les concentrations restent faibles.

Selon leur fréquence on distingue :

. Les pollutions occasionnelles sont dues principalement à des rejets sauvages. Ce type de pollution se remarque assez vite de par ses effets catastrophiques tels mort de poissons.

. Les pollutions chroniques suite aux substances dont le bassin hydrographique est imbibé (pesticides, engrais, ...) ou suite à des rejets d'usines et des collecteurs d'égouts (détergents, hydrocarbures, sels, ...).

#### . Pollution particulière et eutrophisation

Les nitrates

Leur origine dans les eaux courantes est multiple :

Les bactéries nitrifiantes transforment l'ammonium en nitrites puis en nitrates en conditions aérobies.

Par réaction photochimique, certaines gammes d'ondes lumineuses, dans l'ultraviolet, transforment l'azote libre en nitrates.

Epannage d'engrais : après lessivage des sols, surtout si le bassin versant est déboisé, les nitrates mal retenus par le sol sont entraînés dans le cours d'eau.

Les déchets ménagers, la décomposition des substances organiques, les apports d'ammoniaque qui s'oxydent progressivement en nitrates.

Les phosphates

La seule forme sous laquelle le phosphore est assimilable est l'orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) que les plantes absorbent rapidement. Les sources sont multiples mais les plus fréquentes sont :

Les rejets ménagers contenant une grande quantité de détergents.

La décomposition de la matière organique

Les rejets industriels

Eutrophisation

On peut englober sous ce terme tout ce qui contribue à une augmentation de l'approvisionnement et du niveau de substances nutritives, tant par des sources extérieures qu'à l'intérieur même des eaux, et qui exercent une répercussion directe sur l'accroissement de leur productivité (Vollenweider, 1968). Le développement d'algues ou de végétaux supérieurs qui en résulte occasionne les problèmes suivants :

1. Variation de la concentration en oxygène selon l'alternance jour-nuit, pouvant provoquer la mort des poissons
2. Augmentation de la turbidité et diminution de la zone d'efficacité photosynthétique et donc la productivité
3. Sécrétion par les cyanophycées de substances toxiques

En présence de nitrates, les phosphates contribuent à l'enrichissement des rivières. En absence de pollution, les phosphates sont un facteur limitant de la croissance et du développement de la flore aquatique.

- Pollution radioactive a pour origine les rejets des centrales nucléaires qui contiennent divers radionucléides ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , ...)
- Pollution thermique, lorsque la température de l'eau est modifiée par l'activité humaine. Une des causes est le rejet des eaux de refroidissement des centrales nucléaires ; l'augmentation de température perturbant non seulement la biologie des organismes aquatiques mais favorisant également la prolifération d'organismes pathogènes et une diminution de la quantité d'oxygène disponible.

Ces différents types de pollution peuvent être identifiés par analyse physico-chimique de l'eau.

En effet, les méthodes physico-chimiques permettent l'identification des polluants et la vérification de la conformité des rejets par rapport aux normes en vigueur. Ces analyses sont ponctuelles et peuvent varier fortement en fonction de la période de prélèvement.

#### **d) Le SEQ - Eau**

Outil développé en France par les Agences de l'eau et le Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, le SEQ-Eau a été adopté par le Gouvernement wallon en date du 22 mai 2003 comme l'outil de référence pour la caractérisation de la qualité des eaux de surface wallonnes.

Le SEQ eau permet d'évaluer la qualité de l'eau et son aptitude à assurer certaines fonctionnalités :

- Maintien des équilibres écologiques
- Production d'eau potable
- Loisirs et sports nautiques
- Aquaculture
- Abreuvement des animaux et irrigation

Les évaluations peuvent être conduites sur plusieurs prélèvements, elles sont réalisées au moyen de 156 paramètres de qualité de l'eau regroupés en 16 indicateurs appelés altérations (couleur, température, nitrates, pesticides, micro-organismes, ...)

En identifiant ces altérations, le SEQ eau permet un diagnostic précis de la qualité de l'eau et permet de définir les actions nécessaires pour son amélioration en fonction des utilisations souhaitées.

La qualité de l'eau est décrite pour chacune des altérations à l'aide :

- . de 5 classes de qualité allant du bleu (qualité très bonne) au rouge
- . d'un indice variant de 0 (pire) à 100 (le meilleur)

L'indice de qualité permet de juger de l'évolution de la qualité de l'eau à l'intérieur d'une même classe, sans qu'il y ait changement de classe. C'est une évaluation très précise.

Le SEQ-Eau calcule un indice de qualité mais également un indice d'aptitude à la biologie et des classes d'aptitude aux différents usages.

Selon la Directive Cadre Européenne, ce que l'on désire c'est obtenir une qualité globale de l'eau étant donné que celle-ci doit atteindre un bon état écologique d'ici 2015.

Ce bon état englobe aussi bien la qualité chimique (impact sur la faune et la flore) que la qualité biologique et la qualité hydromorphologique.

La qualité chimique comprenant 3 parties :

Les paramètres généraux, appelés macropolluants, sont décrits par 8 altérations (Matières organiques et oxydables, Matières azotées hors nitrates, Nitrates, Matières phosphorées, Effets des proliférations végétales, Particules en suspension, Température et Acidification).

Les micropolluants non synthétiques = métaux

Les micropolluants synthétiques = pesticides, solvants chlorés, hydrocarbures aromatiques, ...

On distingue donc dans la directive 3 objectifs : la qualité physico-chimique tenant compte des altérations des macropolluants, une qualité de l'eau vis-à-vis des micropolluants organiques et pour terminer une qualité vis-à-vis des micropolluants minéraux (métaux).

Les valeurs limites qui caractérisent les classes d'altération dans le système SEQ-Eau d'origine ont été fixées sur base des cours d'eau français. L'évaluation réalisée à ce jour en Région wallonne a été effectuée à titre expérimental, au départ du SEQ-Eau version 2 (correspondant au rapport de présentation du SEQ du 14 mars 2003).

Les valeurs limites qui caractérisent les classes d'altération en Région wallonne sont par conséquent provisoires et susceptibles d'être modifiées dans la mesure où il convient de les adapter aux spécificités du réseau hydrographique wallon.

Pour les nitrates, la nouvelle version du SEQ-Eau prévoit uniquement 2 classes de qualité avec un seuil bleu/vert fixé à 2 mgNO<sub>3</sub>/l, c'est-à-dire que le SEQ-Eau ne considère plus les nitrates comme étant un facteur limitant à la bonne aptitude de l'eau à la biologie, puisque quelle que soit la concentration en nitrates, la station se situera toujours au moins dans la classe de qualité « vert ». Cependant, cette norme est en cours de révision à la Région Wallonne. Afin de faciliter la perception de l'évolution dans le temps de ce paramètre, la qualité de l'eau du point de vue des nitrates sera délibérément présentée en 5 classes allant du bleu au rouge. La limite entre une bonne aptitude à la biologie et une aptitude moyenne a été fixée à 20 mg NO<sub>3</sub>/l.

#### **e) Paramètres biotiques**

Le monitoring biologique peut être utilisé lors d'analyse de phénomènes complexes tels la pollution de l'eau. L'étude des organismes vivants aquatiques pour l'étude de la qualité des eaux commença au début du XIX<sup>ème</sup> siècle, avec le développement du système saprobique par Kolkwitz et Marsson (1908 – 1909). La saprobie peut être définie comme le degré de contamination de l'eau par la matière organique ayant comme conséquence d'une part des variations physico-chimiques de l'eau d'autre part des altérations au niveau de la biocénose. Depuis d'autres systèmes ont été développés comme par exemple avec Sladeczek (1973), les indices saprobiques peuvent être calculés à partir de l'analyse de la biocénose des stations de rivières, sur base de listes de valences saprobiques et de valeurs indicatrices d'espèces appartenant à tous les groupes d'organismes aquatiques incluant les bactéries, les algues, les champignons, les macrophytes, les invertébrés (protozoaires, insectes, mollusques, ...), et les poissons. Les caractéristiques de la composition et structure des diatomées colonisant le dessus de la colonne d'eau, la faune des macroinvertébrés de rivière ou les poissons ont été utilisés en tant qu'indices biotiques numériques. (Descy et al, 1988)

i) *Les diatomées :*

1) Caractéristiques générales :

Les diatomées sont des algues brunes microscopiques unicellulaires planctoniques et benthiques appartenant à l'embranchement des Chromophytes. Elles possèdent des pigments jaune-brun et une paroi cellulaire faite de silice. On les retrouve dans des eaux stagnantes et courantes, formant un dépôt brunâtre sur une large gamme de matériaux présents dans l'eau. Un échantillon provenant d'une surface de quelques cm<sup>2</sup> peut contenir plusieurs millions de cellules et une grande variété taxonomique.

Les diatomées benthiques c'est-à-dire vivant fixées sur le lit des rivières sont parmi les indicateurs biologiques végétaux les plus fréquemment utilisés en Europe pour l'évaluation de la qualité de l'eau.

Leur taille varie de quelques µm à plus de 500 µm.

Elles présentent autour de leur contenu cellulaire une enveloppe siliceuse, dénommée frustule, dont l'épivalve et l'hypovalve sont réunies par des bandes intercalaires, ceintures connectives. L'ornementation de ces valves ; présence de stries, cloisons, côtes, ponctuations, ... ainsi que leur forme générale aident à la détermination des individus (**FIG 4**).

La morphologie du frustule et son ornementation permettent de distinguer 2 ordres de classification :

□ *Centriques* ; centrales ou Centrophycidées

Surface valvaire ronde ou polygonale, rarement bipolaire. Son ornementation est radiale ou concentrique. Absence de symétrie bilatérale. Celles-ci sont surtout planctoniques.

□ *Pennales* ; pennales ou Pennatophycidées

Leur surface valvaire est allongée et bipolaire. Leur ornementation montre, généralement une symétrie bilatérale. Quelques genres comportent des espèces planctoniques, mais la plupart sont benthiques.

Presque toutes les diatomées se déplacent par émission de mucus au travers des pores de la frustule. Quand les conditions environnementales deviennent défavorables les diatomées

cessent de se diviser, accumulent des réserves lipidiques, s'assombrissent et tombent sur le fond.

Le développement de ces individus est lié à la température, intensité lumineuse, caractéristiques hydrauliques et physico-chimiques c-à-d aux variations saisonnières et annuelles du milieu.

La plupart des diatomées sont des photo-autotrophes, mais certaines sont :

1. hétérotrophes facultatives pouvant vivre en l'absence de lumière si on leur fournit du C organique ou bien
2. hétérotrophes obligatoires, se développant uniquement si apport de C organique.

Certaines diatomées sont obligatoirement hétérotrophes car elles ne sont pas colorées. Ces diatomées appartiennent aux genres *Nitzschia* et *Hantzschia*.

Les diatomées peuvent être planctoniques, flottant librement dans la colonne d'eau, c'est le cas des centriques, ou benthiques, vivant fixées sur divers substrats.

Les diatomées étant largement distribuées dans tous les types d'eaux douces, elles sont potentiellement très intéressantes. Leurs principaux avantages peuvent être résumés comme suit :

- ✿ les diatomées présentent différents degrés de sensibilité aux pollutions et sont particulièrement sensibles à l'eutrophisation mais également aux pollutions organiques et minérales, ainsi elles peuvent fournir une évaluation fiable , plus particulièrement dans les rangs de pollution modérée à faible.

- ✿ de par leur taux de croissance relativement élevé, les diatomées sont capables de réagir rapidement à des variations de la qualité de l'eau, elles peuvent donc détecter des pollutions discontinues.

- ✿ les diatomées peuvent être considérées comme insensibles aux changements physiques tels canalisation, perturbation du lit de la rivière, ...La détermination de la structure de la communauté des diatomées est donc principalement corrélée aux caractères chimiques de l'eau.

- ✿ les indices diatomiques, basés sur des données quantitatives, indiquent des changements de structure des communautés tels que la dominance progressive d'espèces tolérantes quand a lieu une pollution ; utilisant ces données quantitatives , elles sont plus sensibles que les méthodes employant uniquement les critères qualitatifs.

(Descy et al, 1988)

## 2) Description des indices :



Plus d'une vingtaine d'indices sont répertoriés en Europe. Il existe des indices saprobiques (Sládeček, 1973), des indices trophiques (TDI) et des indices de qualité globale (IPS, IBD, ...)

Tous les indices diatomiques utilisent un classement des espèces en fonction de leur polluosensibilité et de leur valeur indicatrice. Les résultats obtenus reflètent principalement la qualité physico-chimique de l'eau. Les indices diatomiques répondent bien aux pollutions classiques (organique, minérale et eutrophisation) tout en étant peu sensibles aux dégradations du milieu physique et aux pollutions toxiques.

L'évaluation de la qualité biologique globale par le calcul de l'IBD (« indice biotique diatomées », AFNOR NF T 90-354, 2000) repose sur l'abondance des espèces inventoriées, leur sensibilité à la pollution et leur capacité à être présentes dans divers milieux. (Descy et al, 2004)

L'IPS (« indice de polluosensibilité, Coste in CEMAGREF, 1982) prend en compte la totalité des espèces présentes dans les inventaires et se base également sur leur abondance relative ainsi que leur sensibilité et leur valeur indicatrice.

Etant plus sensible aux valeurs extrêmes il sera considéré comme indice de référence.

Ces indices permettent d'attribuer une cote variant de 1, eau très polluée, à 20, eau pure.

Le logiciel OMNIDIA permet le calcul de 13 indices diatomiques, parmi ceux-ci on retrouve 3 types de détermination :

- Méthode saprobique indiquant un enrichissement en matière organique biodégradable

Indices de Sládeček, de Leclercq et Maquet, de Rott...

- Méthode trophique indiquant un enrichissement en substances nutritives (phosphore et azote) et donc une acidification de l'eau

Indices de Kelly

- Evaluation de la qualité générale renseignant sur un enrichissement en matière organique, substances nutritives mais tenant compte également des conditions de pH, conductivité, chlorures, ...

Indices de Dell'Uomo, Steimberg et Schiefele, IPS et IBD

Selon Fauville et al , (2001), une station atteint une bonne qualité écologique lorsque le seuil de 13/20 pour l'IPS est atteint. Le très bon état sera atteint à partir des valeurs de 17/20.

### 3) Etablissement des conditions de référence

Afin de définir des biotypes naturels de diatomées, 467 relevés de diatomées provenant de France, Luxembourg, Autriche et Région Wallonne, ont été retenus sur les 3000 du projet PAEQANN (Gosselain et al, 2003). Seuls les relevés possédant une valeur IPS supérieure ou égale à 16/20, (eau de bonne qualité), ont été sélectionnés pour le jeu de données de référence. Via différentes techniques statistiques (réseau de neurones artificiels et clustering), on a pu dénombrer 6 assemblages de diatomées correspondant au très bon état écologique et définir des conditions de référence au sens de la DCE.

De ces 6 assemblages, 4 sont présents en Région wallonne. Ces 4 biotypes de référence possédant des particularités environnementales typiques (type d'eau et position dans le bassin versant), il est donc possible d'associer à toute masse d'eau de la Région wallonne un des 4 assemblages diatomiques de référence. Les variables environnementales utilisées pour cette prédiction sont liées à la géologie (alcalinité et pH de l'eau) et à la géomorphologie de la station (pente et distance à la source). Via l'utilisation d'un programme statistique, l'analyse discriminante multiple, on estime la probabilité qu'une station soit associée à l'un des 4 biotypes définis.

Le groupe 2 représente le type calcaire avec une conductivité, alcalinité et pH élevés. On retrouve ce type dans les régions limoneuses, le Condroz, la Famenne et la Lorraine belge.

Le groupe 8 correspond au type ardennais. On le retrouve donc en Ardenne mais également dans le nord de la Famenne et du Condroz, ainsi qu'au sud de la Lorraine belge.

Le groupe 5 se rencontre dans les Fagnes où les eaux sont très acides (pH de 4 à 5).

Le groupe 9 est typique des conditions acides, intermédiaire entre le type fagnard et ardennais, c'est ce qu'on appelle un biotype de transition.

A côté de ces 4 principaux types, on retrouve deux autres types de transition.

**(FIG 5)**

Plutôt qu'une mesure de l'écart à la référence telle que demandée par la DCE, on préférera employer, en Région wallonne, la méthodologie IPS pour évaluer la qualité biologique du milieu sur base des communautés diatomiques. Cet indice est mieux corrélé à la mesure de l'écart à la référence et reflète mieux les altérations de l'eau. De plus, sa méthode de calcul se base sur l'abondance relative de chaque taxon et la composition taxonomique, comme stipulé dans la DCE.

(DGRNE, 2004)

#### 4) Conformité par rapport à la Directive Cadre eau

Dans l'établissement des classes de qualité, la directive préconise l'étude de la composition taxonomique et l'abondance des communautés phytobenthiques par rapport à des conditions non perturbées. Le calcul de l'indice diatomique est basé sur un relevé des taxons et sur des comptages permettant d'estimer l'abondance relative de chaque taxon présent dans le peuplement et sur les propriétés bioindicatrices des taxons, plus particulièrement vis-à-vis des teneurs en matières organiques ou en nutriments. Un indice diatomique établi de cette façon est donc conforme à la DCE.

(Descy et al, 2004)

#### ii) *Les macro-invertébrés*

## 1) Caractéristiques générales (**Fig 6**)

Dans les rivières non polluées, la richesse en espèces invertébrées est influencée par un grand nombre de facteurs environnementaux tels l'histoire géologique du site, la stabilité environnementale, la productivité de l'écosystème, l'hétérogénéité de l'habitat, la compétition et prédation. L'interaction de tous ces facteurs détermine des gradients dans la richesse des espèces d'invertébrés. Cette dernière est également influencée par des perturbations anthropogéniques menant à la perte de taxa et causant des discontinuités spatiales.

La richesse des espèces est également sensible à l'impact des activités humaines et tout particulièrement les insectes aquatiques de l'ordre des Ephemères, Plécoptères ou Trichoptères qui sont souvent de bons indicateurs des conditions environnementales. (Compin et al, 2003)

Lors d'une pollution, l'écosystème est atteint au niveau de ses 3 constituants : l'eau, le biotope et la biocénose.

La présence de substances toxiques ou naturelles en excès dans l'eau ou sédiments, les variations de l'environnement aquatique pouvant en résulter, ou les altérations physiques de l'habitat, peuvent produire divers effets sur les organismes aquatiques :

- 1) Changement de la composition spécifique des communautés aquatiques
- 2) Changement au niveau de la dominance des groupes d'organismes
- 3) Appauvrissement de la richesse spécifique
- 4) Mortalité des stades de vie sensibles ( œufs, larves, ...)
- 5) Modification du comportement des organismes
- 6) Changements physiologiques
- 7) Changements histologiques ou morphologiques

Ces effets sur les biocénoses peuvent être mesurés au moyen de variables écologiques qui, combinées entre elles, constituent les critères de base du calcul d'un indice biotique.

Les biocénoses en place sont caractéristiques et donc indicatrices d'environnements typiques .

Pour une évaluation correcte de la qualité des cours d'eau, les organismes indicateurs de pollution doivent être sédentaires ou inféodés au substrat.

Avantages des macroinvertébrés comme bioindicateurs :

Ils intègrent les paramètres chimiques de l'eau à longue échéance ; permettent ainsi une détection de pollution même si celle-ci n'est plus repérable par méthode physico-chimique.

- Ils rassemblent des taxa *polluosensibles* ; Plécoptères-Ephemères Heptageniidae- ... *polluorésistants* ; Tubificidae ainsi que des taxa *intermédiaires* tels Odonates, Gammaridae, ...
- Ils sont représentatifs du type de substrat rencontré dans le cours d'eau puisque inféodés à un substrat spécifique.

Ils présentent néanmoins quelques inconvénients :

- ◆ Leur bio-répartition varie selon les saisons
- ◆ L'hétérogénéité élevée des peuplements nécessite plusieurs échantillonnages
- ◆ La dérive des organismes dans les eaux courantes entraîne la possibilité de présence d'organismes allochtones à un endroit précis
- ◆ Comme ils répondent à toute modification, même mineure, de leur environnement physique, chimique et biologique, il est difficile d'opérer une discrimination entre les effets d'une pollution et d'autres facteurs environnementaux. Néanmoins, ils sont particulièrement sensibles à la pollution organique, entraînant des problèmes d'oxygénation, et à la qualité des substrats du fond des cours d'eau.

## 2) Macroinvertébrés et pollution

Les macroinvertébrés sont sensibles à la pollution chimique due soit aux apports organiques excessifs soit aux apports de substances chimiques toxiques décelables ou non.

Les macroinvertébrés présentent une sensibilité différentielle aux différentes formes de pollution et sont utilisés comme témoins de celle-ci. Toute pollution entraîne une réduction de la diversité et l'élimination des espèces, genres ou familles les plus polluo-sensibles.

Les macroinvertébrés ayant un développement annuel, les pollutions de type aigu seront perçues même si les substances responsables ont disparu. De plus, leur possibilité de déplacement étant limitée, la recolonisation du secteur pollué ne sera possible qu'à partir des adultes de la génération suivante, issus de secteurs non pollués. (Tachet, 1980)

## 3) Détermination de l'IBGN

L'IBGN (AFNOR, 1992) est un indice biologique standardisé habituellement utilisé par l'administration française dans le cadre d'enquêtes environnementales sur les rivières et utilisé en routine dans le réseau de mesure de la qualité biologique en Région Wallonne.

Il a été adapté par Verneaux et al (1982) à partir de différentes méthodes, dont la plus ancienne est le « Trent Biotic Index » développé en Angleterre par Woodiwiss (1965).

Ephémères, Plécoptères et Trichoptères répondent aux variations de la qualité des eaux, ce sont d'excellents indicateurs biologiques de la qualité des rivières et faciles à mesurer ( basé sur la présence ou absence de ces espèces ) (Compagnon et al, 2003)

### a) Principe général de l'IBGN

1. Le prélèvement de la macro-faune benthique (diamètre supérieur à 500 microns) par station s'effectue selon un protocole d'échantillonnage tenant compte des différents types d'habitats, définis par la nature du support et la vitesse d'écoulement.

2. Tri et identification des taxons prélevés afin de déterminer la variété taxonomique de l'échantillon et son groupe faunistique indicateur.

3 .Détermination de l'IBGN par station, exprimé par une note dont la valeur maximale est 20.

### b) Analyse biologique

L'unité taxonomique retenue est la famille, à l'exception de quelques groupes faunistiques (embranchements ou classes) faiblement représentés ou dont l'identification délicate, effectuée par des non-spécialistes, s'avère peu fiable.

La liste contient 138 taxons susceptibles de participer à la variété totale (VT) dont 38 indicateurs qui constituent les neuf groupes faunistiques indicateurs (GI). Des regroupements ont été effectués pour les Mollusques et les Achètes.

Les taxons séparés du substrat sont triés et déterminés. Les organismes sont considérés ou comptabilisés sous forme larvaire, nymphale ou adulte lorsque ce dernier stade a une vie immergée. Les fourreaux ou coquilles vides ne sont pas pris en compte.

#### c) Calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)

Afin d'établir l'IBGN, on détermine successivement :

**La variété taxonomique de l'échantillon (St)**, égale au nombre total de taxons récoltés même s'ils ne sont représentés que par un seul individu. Ce nombre est confronté aux classes figurant en abscisse du tableau.

**Le groupe faunistique indicateur (GI)**, en ne prenant en compte que les taxons indicateurs représentés dans les échantillons par au moins 3 individus ou 10 individus selon les taxons. La détermination du GI s'effectue en prospectant l'ordonnée du tableau de haut en bas (GI 9 à GI 1) et en arrêtant l'examen à la première présence significative ( $n > 3$  individus ou  $n > 10$  individus) d'un taxon du répertoire en ordonnée du tableau. On déduit l'IBGN du tableau à partir de son ordonnée (GI) et de son abscisse (St).

Pour une représentation cartographique des résultats, chaque tronçon de cours d'eau est affecté d'une couleur suivant la valeur de l'IBGN.

IBGN	> ou = à 17	16-13	12-9	8-5	< ou = à 4
Couleur	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge

#### a) Principales catégories de perturbations révélées par l'IBGN

L'emploi de l'IBGN est spécialement indiqué pour les perturbations qui induisent une modification de la nature du substrat et de la qualité organique de l'eau :

- rejet de type urbain à dominante organique
- pollution par les matières en suspension
- effets secondaires de certains types de rejet (organiques, métalliques) et de l'eutrophisation par dénaturation des fonds.

Par ailleurs, l'IBGN traduisant la structure d'une biocénose constituée d'organismes intégrateurs sur le long terme, il est surtout sensible à des perturbations de type chronique ou bien à des perturbations de type intermittent mais suffisamment intenses pour entraîner une mortalité immédiate.

#### b) Les limites

La globalité de la méthode ne permet pas d'interpréter avec certitude les causes d'une note basse ; on peut tout au plus diagnostiquer une altération du milieu et émettre des hypothèses quant à ses origines. Les analyses physico-chimiques complémentaires seront nécessaires.

Les invertébrés présentent des sensibilités sélectives aux différents facteurs de perturbation.

Les effets d'une même perturbation peuvent s'exprimer de manière différente selon le niveau typologique du site.

La valeur de référence est voisine de 18 dans la plupart des milieux non perturbés mais elle peut être plus faible dans des situations typologiques extrêmes ou des milieux particuliers (sources, ruisselets, zones calmes des grands cours d'eau) sans qu'une perturbation en soit la cause. **(Tableau 1)**

La valeur de l'IBGN peut présenter une variabilité saisonnière, conséquence des cycles biologiques de la macrofaune benthique et de l'évolution des conditions du milieu.

#### 4) Détermination des conditions de référence pour la faune benthique invertébrée

Pour les rivières et le paramètre biologique « faune benthique invertébrée », les éléments d'évaluation des états écologiques sont : la composition et l'abondance taxonomique, le rapport taxons sensibles/tolérants et le niveau de diversité des taxons. La définition normative des états écologiques très bon, bon et moyen pour les rivières est reprise dans le tableau ci-contre.

La caractérisation faunistique des types de masse d'eau a été établie par analyse factorielle des correspondances (AFC). Afin de réduire l'effet pollution une 1<sup>ère</sup> AFC a été réalisée en enlevant tous les relevés dont le groupe faunistique indicateur est inférieur à 2, ou la cote IBGN inférieure à 6, ou la classe de variété inférieure à 4.

Grâce à ce procédé on a pu définir 7 groupes typologiques : **(Fig 7)**

La Meuse dans laquelle on retrouve peu d'insectes, mais nette dominance des taxons limnophiles et invasifs.

Les ruisseaux ardennais xénotrophes (= pauvres en éléments nutritifs) acides issus des tourbières fagnardes

Les grandes rivières canalisées et canaux

Les ruisseaux et rivières limoneuses à pente moyenne

Les grandes rivières à pente moyenne

Les rivières à pente moyenne

Les ruisseaux à pente forte et moyenne et rivières à pente forte

#### 5) L'indice « macroinvertébrés » par rapport aux exigences de la DCE

Les indices biotiques basés sur les macroinvertébrés n'ont pas été élaborés en comparant la communauté d'invertébrés d'une station à la communauté théorique qu'elle devrait présenter sans être perturbée. Ils ne se préoccupent pas de la typologie à laquelle appartient une station. Récemment l'université de Metz a mis au point une méthode (Système expert) permettant, sur base de toute une série de paramètres, de comparer les communautés observées aux communautés théoriques de référence. Elle conduit donc à une évaluation plus réelle de la qualité d'une station en fonction de ses caractéristiques abiotiques.

La DCE demande à ce que l'évaluation de la qualité des communautés invertébrées soit basée sur la composition taxonomique et l'abondance des communautés présentes. Or, les indices ne prennent pas en compte les effectifs. L'utilisation d'une abondance minimale de 3 ou 10 individus pour caractériser un groupe indicateur est-elle suffisante pour répondre aux exigences de la DCE ? (Descy et al, 2004)

### iii) *L'ichtyofaune*

#### 1) Zonation longitudinale

Le concept de zonation consiste à considérer qu'un cours d'eau est constitué d'une succession de zones homogènes (via des caractéristiques abiotiques du milieu) caractérisées par des communautés caractéristiques. Huet (1949) considère la température et la pente comme les facteurs les plus importants expliquant cette délimitation. Après avoir effectué une étude sur les principales rivières de Haute-Belgique de pentes différentes (Amblève, Lesse, Ourthe, Semois) il montra les relations existant entre ces 2 paramètres et les peuplements piscicoles présents. Cela lui permit d'établir la règle des pentes de Huet permettant d'assigner une zone piscicole à une eau courante lorsqu'on connaît la pente et la largeur moyenne.

Quatre zones piscicoles sont définies : depuis les têtes de bassins versants (amont) jusqu'aux zones les plus en aval on distingue la zone à truite, ombre, (région salmonicole), barbeau et brème (région cyprinicole). Cette classification a des lacunes car ne peut être appliquée aux petits cours d'eau dans lesquels les poissons-types n'existent pas, soit par la trop faible importance des eaux, soit pour des raisons de répartition géographique. De plus, la transition entre les zones n'est pas nette et certaines espèces de poissons peuvent se retrouver dans plusieurs zones. Un autre type de classification est également souvent utilisé. Il a été proposé par Illies et Botosaneanu en 1963 basé sur une étude détaillée des peuplements d'invertébrés benthiques et des peuplements piscicoles d'une rivière allemande. Cette étude a permis de distinguer 3 zones allant de l'amont vers l'aval :

Le crénon = zone de sources composée d'organismes aux exigences strictes et présents uniquement dans ces zones d'émergence des eaux

Le rhithron = rivières à courant rapide. Se décompose en 3 zones : l'épirithron composé d'organismes aux exigences fortes. Son substrat est souvent de forte granulométrie. Le métarithron et l'hyporithron qui réalise la transition vers les eaux calmes des grandes rivières et fleuves. On y retrouve des organismes moins exigeants.

Le potamon = zone des fleuves, colonise les zones de sédimentation des grandes rivières. Les organismes le peuplant ont un profil dominant « eury ».  
(Didier, 1997)

#### 2) Indice IBIP

Le calcul de l'indice IBIP est basé sur 6 paramètres regroupés en 3 catégories : richesse spécifique, qualité de l'eau et qualité de l'habitat. Cet indice résulte de la comparaison entre la communauté piscicole d'une station et une communauté théorique attendue sur ce type de milieu non perturbé par des activités anthropiques. L'IBIP est sensible aux différents types de dégradation car il est composé à la fois de paramètres indicateurs de la qualité de l'habitat et de la qualité de l'eau. (Didier, 1997 in Descy et al, 2004)

Les poissons présentent de nombreuses caractéristiques les rendant intéressants comme indicateur biologique :

ils sont présents dans tous les milieux, présence d'espèces occupant tous les niveaux trophiques, longue durée de vie, biologie bien connue, sensibles à la dégradation de la qualité de l'eau mais également à celle de l'habitat, détermination aisée et de valeur économique et récréative largement reconnue.

L'avantage majeur d'utiliser les communautés piscicoles comme bioindicateur est le fait que celles-ci intègrent les effets directs et indirects des stress affectant l'entière de l'écosystème aquatique. Le désavantage est que lorsqu'on étudie un niveau biologique trop élevé, on ne sait pas déterminer les mécanismes à la base des perturbations. (Fausch et al, 1990 ; Harris, 1994)

La distribution des poissons est largement influencée par la qualité physique et chimique de l'eau : oxygène dissous, température, pH, dureté, MES, ... Les différentes formes de pollution en agissant sur cette qualité influencent plus ou moins fortement la composition piscicole du milieu.

Les peuplements de poissons sont susceptibles d'apporter une information originale sur l'état de santé des rivières en raison de leur capacité à intégrer la variabilité de l'environnement à différentes échelles. Leur position au sommet de la chaîne alimentaire leur confère le rôle d'intégrateurs de nombreuses composantes de l'écosystème.

### 3) Indice FAME

Depuis 2002, un projet européen (Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers – FAME) regroupant 12 pays a pour objectif de développer un indice biologique poisson applicable à l'ensemble des bassins hydrographiques européens. (Kestemont, 2004)

Des recherches antérieures importantes, développées dans des projets de recherches et impliquant des inventaires des peuplements de poissons ont été réalisées: le projet « Indice Biotique d'Intégrité Piscicole IBIP » (DGTRE – MRW, 1997) couvrant la partie wallonne du bassin de la Meuse, le projet « A Biotic Index of fish integrity (IBIP) to evaluate the ecological quality of lotic ecosystems – Application to the Meuse River basin (CE LIFE 97ENV/B/00419) au niveau du bassin international de la Meuse et le

projet « Fish based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers FAME » à l'échelle européenne et supporté par la Commission Européenne. Ces travaux ont notamment permis de récolter des nombreuses données sur les peuplements de poissons dans des sites altérés et non ou peu altérés. Une étude statistique de ces données a permis de définir les conditions de référence des systèmes d'eau courante non fortement modifiés, c'est-à-dire les cours supérieurs et moyens des rivières wallonnes.

Cette étude statistique a été réalisée en deux étapes :

- la première a permis d'analyser la structure ichtyologique de l'ensemble des eaux



courantes du bassin de la Meuse, des sources jusqu'à la limite de la zone estuaire et, de mettre en évidence la succession amont-aval des communautés de poissons en fonction du gradient longitudinal des cours d'eau ;

- la deuxième a permis de définir les conditions de référence « poissons » sur les cours supérieurs et moyens des rivières wallonnes. Une typologie ichthyologique s'est ainsi révélée, correspondant à trois assemblages de poissons et définissant trois groupes : 1. truite, chabot, lamproie ; 2. ombre, truite ; 3. barbeau.

Ces trois types ichthyologiques correspondent assez bien aux zones à truite, ombre et barbeau de la classification de Huet (1949). Comme dans le système de Huet, cette typologie est sous-tendue par les variables morphodynamiques des cours d'eau (pente, largeur du lit, distance à la source).

Cependant, la seule méthode actuellement disponible et apte à une classification écologique des rivières wallonnes sur base des peuplements de poissons est la méthode de l'Indice Biologique d'Intégrité Piscicole (IBIP). Elle est basée sur 6 paramètres regroupés en 3 catégories (richesse spécifique, qualité de l'eau et qualité de l'habitat). La construction de l'indice résulte de la comparaison entre la communauté piscicole observée d'une station et une communauté théorique attendue dans ce type de milieu non perturbé par des activités anthropiques. L'IBIP est sensible à différents types de dégradation.

L'IBIP a d'abord été étudié sur la partie wallonne du bassin de la Meuse. Par la suite, des initiatives ont été menées en vue de s'intéresser à l'ensemble du bassin mosan, incluant les autres régions et états concernés (Projet Life). L'ensemble de ce travail a été intégré dans le cadre d'un projet européen « FAME » beaucoup plus large et soutenu par la Commission européenne en tant qu'outil pertinent pour la DCE. L'étude s'est terminée en octobre 2004. Cependant, la pertinence de l'outil créé à cette occasion n'a pas encore été évaluée. A l'avenir cet indice pourrait être utilisé comme outil officiel de la Région wallonne pour la mise en œuvre des réseaux de surveillance en 2006. (DGRNE, avril 2005)

#### 4) L'indice « poisson » par rapport aux exigences de la DCE

Dans son calcul, l'indice se réfère à des conditions de référence, ce qui correspond aux attentes de la directive. L'évaluation de la qualité biologique doit également tenir compte de la structure d'âge des peuplements piscicoles, critère dont tient compte l'indice.

Cependant, une bonne connaissance de la faune piscicole et des caractéristiques physiques du bassin versant sont nécessaires pour l'interprétation. Pour les petits cours d'eau, l'indice est mal adapté car ceux-ci prendront des scores faibles étant donné la faible richesse spécifique des peuplements, même si ceux-ci ne font pas l'objet de perturbation anthropiques. (Descy et al, 2004)

### 3) PRESENTATION GENERALE DE LA VESDRE

**a) Géomorphologie : (Fig 8a et 8b)**

Le bassin de la Vesdre est localisé dans la partie Nord-Est de la région wallonne et plus précisément dans la province de Liège. Il fait partie de 2 arrondissements : Liège - Verviers avec au total 26 communes dont les principales sont Eupen à l'est, Spa au sud, Liège à l'ouest, Welkenraedt au nord et Verviers au centre.

Celle-ci est entourée de la province flamande du Limbourg, la région allemande de Maastricht et la région allemande de Aachen au Nord.

Le bassin de la Vesdre s'étend sur une superficie de 710 km<sup>2</sup> et est constitué de 2 rivières principales : la Vesdre (71 Km ) et la Hoëgne ( 29 Km ).

Ces principaux affluents sont la Ghete (allemand : *Getz*), avec laquelle elle forme le lac du barrage d'Eupen, la Helle, la Gileppe, et la Hoëgne.

Le bassin est bordé à l'est par le bassin de la Roer, au Sud par le bassin d'Amblève, à l'Ouest par les bassins de l'Ourthe et de la Meuse et au Nord par les bassins de Berwinne et Gueule.

La Vesdre prend sa source à une altitude de 625 m au niveau du plateau des Hautes Fagnes et plus précisément à Steinley pour se jeter dans l'Ourthe à Liège - Chênée, à une altitude de 64m après un parcours de 72.5 Km.

La Vesdre traverse la frontière allemande pendant 99 Km, les 50 premiers étant situés dans des zones naturelles sauvages.

La Vesdre arrive à Eupen après avoir reçu la Helle, rivière de type fagnard càd peu minéralisée, acide, riche en matières humiques brunes donnant des mousses blanchâtres flottantes.

En rive droite, présence de terrains calcaires et par conséquent d'affluents plus minéralisés.

Ensuite la rivière traverse une zone naturelle jusqu'à Dolhain.

Elle reçoit l'eau du Ruif, Ru de Baelen pour arriver à Verviers ( Stemberg) où la plaine alluviale s'élargit. A cet endroit, elle reçoit le ruisseau de Mangombroux et le Ru du Dison

Arrivée à Pépinster, elle reçoit l'eau de la Hoëgne.

Elle continue son parcours jusqu'à Trooz, environnement industriel et urbain.

En rive droite se situe la Magne permettant une reminéralisation de l'eau de par la présence de roches calcaires.

Fin du trajet par Chaufontaine, Vaux et Chênée où elle se jette dans l'Ourthe.

La Vesdre a été divisée en trois masses d'eau. La station de Raeren est située dans une masse d'eau naturelle de type « Rivières Ardennaises à forte pente ». Quant aux stations d'Ensival et Vaux , elles se situent dans une masse d'eau partiellement canalisée de type « Rivières Condrusiennes à pente moyenne ».

Le sol du bassin est occupé à 43.8% par des forêts dans la partie Sud-Est, Est

32.1% de prairies et cultures dans le Nord et l'Est,

le reste par des voiries, centres de loisirs, noyaux d'habitats, ...

Les zones industrielles se situent principalement à Eupen et Verviers.

**b) Historique :**

Autrefois réputée comme une des rivières les plus poissonneuses de Belgique, la Vesdre a subi de graves pollutions dès le XIX<sup>ème</sup> siècle. A cette époque, l'activité industrielle de la région était intense : industrie lainière à Verviers, métallurgies en aval, ...

De nombreux travaux montrent d'ailleurs que la situation de la Vesdre pouvait être qualifiée de très grave dès 1980, la pollution organique augmentant à partir d'Eupen et subissant une très légère autoépuration en aval de la rivière. A cette même époque des pollutions via des métaux lourds tels le cuivre, le cadmium, le zinc, le chrome et le plomb étaient mesurées. Quant aux indices biotiques, ils indiquaient une pollution maximale depuis Membach jusque Vaux-sous-Chèvremont. La partie de la Vesdre la plus polluée se situe entre Verviers et Pepinster étant donné le nombre important d'industries et la forte densité de population. La répartition des types de pollution de la Vesdre est de 55% d'effluents domestiques et 45% de rejets industriels.

A cette période l'état de la Vesdre peut être décrit comme suit :  
eutrophisation de la rivière d'Eupen jusqu'à l'Ourthe  
pollution organique et mauvaise qualité hydrobiologique en aval d'Eupen  
aggravation générale de son état suite à son histoire urbaine et industrielle

Cependant, entre 1986 et 1996, une amélioration de la qualité de l'eau est décelée : la qualité physico-chimique du cours inférieur passe de moyenne à bonne. On passe d'un niveau d'eutrophisation eutrophe à méso-eutrophe en aval d'Eupen et à la confluence avec l'Ourthe. L'indice biotique global en aval de Spa passe de mauvais (1985-1989) à moyen en 2002. Par contre, le taux de pollution organique reste de moyen à fort.

Pourquoi cette amélioration de la qualité de l'eau ?

1. Après 1980, diminution des activités industrielles dans les agglomérations de Verviers, Chaudfontaine et Eupen

2. Mise en application de normes limitant les rejets industriels et donc l'émission de polluants

3. Mise en œuvre de systèmes d'épuration et de traitement des eaux usées au niveau des industries, améliorant la qualité de l'eau avant son retour à la rivière

Néanmoins, il existe toujours des zones de rejets directs suite à l'absence de collecteurs ou lorsque les industries se situent le long du cours d'eau.

4. Diminution entre 1981 et 1996 de la densité de population, entraînant une diminution des rejets d'eaux usées et du taux de pollution lié au tourisme.

Cependant, la pollution domestique n'est pas présente tout le long de la Vesdre mais principalement au niveau des zones de rejets des collecteurs construits en 1950.

Le premier part d'Eupen et amène l'eau jusque Membach. Le second amène les eaux du Limbourg et Verviers au niveau de Wegnez situé en aval de Verviers. Quant au dernier, il transporte les eaux usées des communes de Spa, Thimister et Theux jusqu'à Goffontaine situé en aval de Pepinster.

Ainsi, Membach, Wegnez et Goffontaine restent des sources ponctuelles de pollution de la Vesdre.

5. mise en route de 3 stations d'épuration :

Membach mise en fonction en 1998 et ayant une capacité de 25.000 équivalents habitant

Wegnez mise en service en 2001 avec une capacité de 170.000 équivalents habitant

Goffontaine fonctionnelle depuis 2004 avec une capacité de 35.000 équivalents habitant

(Aublin, D. et Varonne, F., 2002)

Tous ces aménagements ont donc permis une restauration de qualité de l'eau mais également une restauration des peuplements piscicoles. Selon des pêches électriques effectuées en 2002-2003, on retrouve actuellement 24 espèces de poissons dont la présence d'espèces exigeantes telles la truite commune, l'ombre commun, le chabot et le saumon atlantique. (Philippart, 2003) (**Tableau 2**)

#### **c) Régime des débits et températures**

La Vesdre dont le débit varie entre 10,65 m<sup>3</sup>/S et 2,07 m<sup>3</sup>/S est une rivière à régime torrentiel dont le débit est influencé par les précipitations, les retenues et les lâchers des barrages d'Eupen et de La Gileppe.

La pluviosité varie de 700-750 mm à 1400 mm lorsqu'on passe de Chênée aux Hautes Fagnes c'est à dire quand on se dirige vers l'est.

Les nombreuses précipitations en Hautes Fagnes favorisent la formation de tourbières, landes tourbeuses et prairies humides.

= couche épaisse de sphaignes accumulant de l'eau de pluie

On se retrouve donc en présence d'un milieu acide empêchant la décomposition et entraînant la formation de tourbières pouvant atteindre 7m de haut.

#### **d) Géologie :**

Le synclinorium de Verviers est subdivisé en 3 sous-unités :

- ✦ Le massif de Herve au Nord-Ouest
- ✦ Le massif de la Vesdre au centre
- ✦ Le massif de Theux au Sud

De sa source jusque Eupen, la Vesdre traverse des roches formées de quartzite et phyllades, pauvres en Ca.

Leur dégradation donne de l'argile, formant les tourbières. Ce phénomène de dissolution permet de classer la Vesdre en catégories, selon le pH de l'eau :

<i>Fagnard</i>	eau acide, peu minéralisée ayant une diversité faunistique et floristique faible
<i>Herve</i>	eau acide à neutre
<i>Condrusien</i>	eau riche en Ca et ions bicarbonates permettant un développement de la faune et de la flore.

Par la suite la rivière traverse des sols constitués de grès et quartzophyllades.

La Vesdre prend sa source dans les sols tourbeux des Hautes Fagnes. En aval du barrage, à Eupen, elle passe successivement sur des terrains Dévonien, Emsien et Famennien constituant le fond de la vallée.

#### **e) Zonation piscicole théorique :**

Selon Huet (1949), la Vesdre correspond à une zone à ombre théorique entre le confluent de la Gileppe et l'embouchure dans l'Ourthe. En amont du confluent, on se retrouve dans une zone à truites et ce, partout où le cours d'eau n'est pas modifié par la présence d'un barrage réservoir.

***f) Caractéristiques physico-chimiques de l'eau :***

Selon Descy et al. (1981, 1982), l'eau de la Vesdre en amont d'Eupen correspond au type acide ou Fagnard c'est à dire une eau acide, peu minéralisée ( $<50\mu\text{S/cm}$ ), ayant une alcalinité  $< 5\text{mg/l CaCO}_3$ .

Ces caractéristiques chimiques et la nature du substratum, roches du Cambrien, génèrent une faible productivité biologique et donc une diversité faunistique et floristique faible.

Par la suite, la Vesdre s'écoule sur un substratum composé de roches du Dévonien entraînant un passage au type ardennais, milieu pauvre ( $6\text{-}20\text{ mg/l CaCO}_3$ ) en aval de la Gileppe.

Ensuite, on rencontre le type calcaire pauvre ( $51\text{-}110\text{ mg/l CaCO}_3$ ) de l'amont de Verviers à Pépinster, au confluent de la Hoëgne.

De Pépinster à Liège, on se trouve en présence du type calcaire riche ( $130\text{-}265\text{ mg/l CaCO}_3$ )

La Vesdre présente une productivité salmonicole entre Goé et Liège.

***g) Qualité biologique de l'eau :***

L'étude de la composition de la faune de macro-invertébrés benthiques (IBG ou Indice Biologique Global ; Vanden Bossche, 2001) de 1997 montre une bonne qualité en amont d'Eupen et une mauvaise qualité dans tout le reste du cours d'eau.

Avec la mise en fonction des stations d'épuration de Membach (1998) et Goffontaine(2001), on s'attend à une amélioration généralisée de la qualité de l'eau.

***4) MATERIEL ET METHODES***

Les différents prélèvements ont été effectués selon 2 campagnes d'échantillonnage ; la première s'est déroulée dans le courant du mois de novembre 2004 et la seconde durant le mois de mai 2005. Les échantillons ont été prélevés sur 10 stations (points de prélèvements de la région wallonne) en partant de Raeren jusqu'à Vaux-sous-Chèvremont. (**Tableau 3**)

Le sous-bassin de la Vesdre fait partie du bassin de la Meuse. Elle est située dans la province de Liège et constituée de 2 cours d'eaux principaux ; la Hoëgne et la Vesdre. Les coordonnées Lambert II belge de la source (x,y) sont : 281040 / 143873 et celles de la sortie de la Wallonie (x,y) sont : 237950 / 145227. On retrouve également 3 sous-bassins adjacents : Meuse aval, Amblève et Ourthe.

#### **a) Etude des communautés macro-invertébrés**

##### *i) Méthodes de prélèvements sur le terrain*

Les prélèvements s'effectuent à l'aide d'un filet troubleau constitué d'un cadre métallique sur lequel se fixe un filet de tissu à maille de 1 mm. (**FIG 9**)

Ce filet est protégé à l'aide d'une épaisseur.

Le filet est placé face au courant et le fond de la rivière est remué fortement avec le pied en amont du filet qui recueille ce que le courant emporte. Le but de cette méthode étant d'obtenir une diversité faunistique la plus représentative du milieu prospecté, tous les biotopes caractéristiques du milieu sont échantillonnés. Pour ce faire, huit prélèvements doivent être réalisés dans des microhabitats distincts, caractérisés par des couples substrat - vitesse différents (**FIG10**). Les types de substrats doivent être échantillonnés préférentiellement de haut en bas. Les pierres et galets éventuels sont sortis de l'eau afin de procéder à un examen visuel. Pour une même station, les spécimens provenant des huit prélèvements peuvent être regroupés.

Le matériel récolté dans le filet haveneau est transféré dans des pots hermétiques et fixé au formol dilué à 5%. Dans le but de constater les effets directs d'une pollution sur la vie aquatique, les points suivants de prélèvement sont choisis : l'un en amont, au niveau de la source de pollution éventuelle, l'autre en aval, à distance suffisante pour qu'une dispersion complète des rejets soit assurée.

##### **1) Echantillonnage**

L'IGBN est établi par station. La station est définie comme étant le tronçon de cours d'eau dont la longueur est sensiblement égale à 10 fois la largeur du lit mouillée au moment du prélèvement.

La mise en évidence des perturbations est facilitée dans les situations extrêmes, au moment des basses eaux (débit minimal, température maximale) ou en période critique (rejets, activités humaines saisonnières, etc.).

Les prélèvements doivent être réalisés en période de débit stabilisé depuis au moins 10 jours.

#### a) Echantillons

Pour une station, l'échantillon de la faune benthique est constitué de 8 prélèvements de 1/20 m<sup>2</sup> chacun (volume prélevé pour les substrats meubles : de 0,5 à 1 l.) effectués séparément dans huit habitats distincts parmi les combinaisons définies dans le tableau 1 à remplir pour chaque station. L'ensemble des huit prélèvements doit donner une vision représentative du milieu étudié en respectant la diversité des habitats. Chaque habitat est caractérisé par un couple support-vitesse (S-V).

#### b) Protocole d'échantillonnage

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un Surber pour les faciès lotiques et d'un troubleau pour les faciès lenticles. Chaque prélèvement est fixé immédiatement sur le terrain par addition d'une solution de formol à 10% (V/V).

Les vitesses superficielles sont évaluées pour chaque habitat.

Les catégories de supports (S) sont recherchées dans l'ordre de la succession figurant en ordonnée du tableau 1 (de 9 à 0). Cet agencement du tableau recommande de prospecter prioritairement les habitats les plus hospitaliers pour la faune.

Pour chaque catégorie de support, le prélèvement est réalisé pour la classe de vitesse où le support est le plus représenté.

Lorsqu'une station monotone (cours redressé, lit envasé, canal...) ne présente pas les huit types de supports différents, le nombre de prélèvements est complété à huit par des prélèvements réalisés sur le support dominant.

#### ii) *Tri, fixation et détermination des échantillons*

Au laboratoire, l'échantillon est placé sur trois tamis successifs à mailles respectivement de 4 mm, 1 mm puis 0,4 mm. Le tout est rincé à l'eau. Ensuite, chaque fraction est récoltée et déversée dans un bac en plastic blanc (type bac photographique, 52 x 36 x 9 cm). Il est aisé d'étaler la récolte dans le bac, en ajoutant un fond d'eau, et de séparer les invertébrés des débris, graviers, et pierres récoltés en même temps. La récolte et le tri des spécimens sont ensuite opérés à la pince. Le temps de tri est considérable.

Finalement, les macroinvertébrés sont fixés au formol 5 %. La détermination s'effectue sous binoculaire (WILD M 3), muni d'un oculaire de grossissement 10 X et d'un objectif avec grossissement variable de 6 à 40 X. Dans le cas des Oligochètes, les individus ont été montés entre lame et lamelle dans une solution à part égale de glycérol et d'acide lactique afin d'être observés au microscope (DIAPLAN) oculaire de grossissement 10 X et d'objectifs dont le grossissement varie de 40 à 100 X. La clef de détermination utilisée est celle de : Tachet et al., 2000. La plupart des spécimens ont été dénombrés et déterminés jusqu'à l'espèce lorsque cela était possible.

## **b) Prélèvements de diatomées**

### *i) Méthode et période d'échantillonnage sur le terrain*

Les diatomées sont prélevées au printemps (condition optimale) et à la fin de l'été (condition critique : étiage) . Elles sont récoltées sur les pierres, à une profondeur située entre 10-30 cm sous le niveau de l'eau. Le prélèvement se fait en frottant la pierre avec une brosse. Les diatomées récoltées sont placées dans un pot hermétique dans lequel on ajoute un peu de formol pour la conservation. Les échantillons sont placés à l'abri de la lumière ce jusqu'à leur traitement.

### *ii) Observation et détermination au laboratoire*

C'est l'observation des frustules et de leur ornementation qui permet d'identifier les diatomées.

Il faut donc débarrasser les diatomées de la matière organique via l'utilisation de peroxyde d'hydrogène concentré (30%).

Après une série de rinçages et décantations, nous déposons 1 à 2 gouttes de la solution sur lamelle préalablement lavée dans de l'eau distillée contenant du Triton X-100 permettant ainsi une répartition homogène des frustules.

La préparation est ensuite observée au microscope, 100x, à immersion, après solidification dans la résine (Naphrax). Comptage de 400 individus par balayage.

Les diatomées cassées sont comptées si au moins  $\frac{3}{4}$  du frustule visible et identifiable.

La saisie des données a été réalisée via le logiciel Omnidia 3 comportant une base de données taxonomique de 9713 taxons et permettant le calcul de 13 indices diatomiques.

## **c) L'ichtyofaune : pêches électriques**

### *i) Principe général*

Les différents secteurs ont été échantillonnés à pied par pêches électriques. Le principe de la pêche se base sur la propriété particulière du courant électrique pouvant pénétrer l'organisme à travers la peau et exciter les cellules nerveuses motrices et sensorielles. Il suffit pour cela de créer un champ électrique dans le milieu à prospecter via une anode (disque de 40 cm de diamètre muni d'un manche) et une cathode (grille immergée). Ces deux électrodes sont raccordées à un groupe électrogène de marque Deka d'une puissance de 3 Kw. Ce groupe génère un courant alternatif de 300 volts et d'une intensité de 2 à 4 ampères.

### *ii) Etapes de déroulement de la pêche*

. Mesure du secteur à l'aide d'un topefil (150 m)

. Si le secteur ne se termine pas par un radier (partie amont), on place un filet à fines mailles d'un côté à l'autre de la rivière. Celui-ci est maintenu sur le fond par des lests.

. Les personnes avec les anodes, le nombre d'anodes étant fonction de la largeur de la rivière, se disposent en ligne au travers de la rivière avec, derrière elles, les personnes tenant les épuisettes et bacs de stockage. Le secteur est échantillonné de l'amont vers l'aval.

. Les anodes immergées induisent une nage forcée des poissons vers celles-ci. Les poissons sont capturés et placés dans les bassines.



Une fois la pêche terminée, on place les poissons capturés dans de grandes cages, en aluminium, immergées aux 2/3 de la rivière.

. Un deuxième passage est réalisé sur le même secteur.

. Les poissons capturés lors du second passage sont placés dans des cages en aluminium séparées.

. En fin de pêche, les poissons sont séparés par espèces et transférés dans des bacs contenant de l'éther monophénylique d'éthylèneglycol (anesthésiant).

Chaque individu est ensuite pesé et mesuré.

Pour terminer, les poissons sont ré-oxygénés dans un grand bac et relâchés dans la rivière.

Pour chaque site et chaque visite, une fiche d'inventaire par pêche électrique doit être complétée. Celle-ci regroupe différentes données telles :

- Données liées au site (pente, cantonnement, commune, altitude, largeur, profondeur, ...)
- Interprétation des résultats
- Déversement de poissons
- Autres espèces animales ou traces observées
- Schéma de situation
- Données générales
- Engins utilisés
- Données sur la végétation
- Données sur l'habitat physique
- Données sur la qualité de l'eau

#### **d) Etude de la qualité de l'eau**

##### *i) Prélèvements des échantillons d'eau*

Sur les différents sites, des échantillons d'eau (500 ml) sont prélevés. Ceux-ci sont conservés au frais (4°C) le temps du transport. Au laboratoire, une partie de ceux-ci est filtrée sur des filtres en microfibres de verre GF/3 (1,2 µm de porosité) et une partie est conservée brute. Si les analyses ont lieu dans un laps de temps supérieur à 24 h., les échantillons sont congelés. L'eau filtrée est destinée aux analyses des chlorures, des sulfates, de l'alcalinité, des nutriments dissous. L'eau brute sert au dosage du phosphore total.

##### *ii) Analyses physico-chimiques*

###### 1) Mesure de Température

###### 2) Mesure du pH

Le pH est une mesure de la concentration en ions  $H^+$  dans l'eau. Ses variations sont dues à des modifications de l'équilibre du système carbonates-bicarbonates- $CO_2$  en relation avec la nature géologique du substrat.

Le pH correspond à  $-\log(H^+)$  ; dans les eaux naturelles, il dépend de l'équilibre du système  $CO_2 - HCO_3^-$  (bicarbonates) –  $CO_3^{2-}$  (carbonates). Par conséquent, la valeur du pH est sensible à une modification de la concentration en  $CO_2$  dissous par rapport à l'échantillon initial : la mesure est donc pratiquée directement sur le terrain. Cette mesure s'effectue à l'aide d'un pH-mètre à lecture digitale, étalonné chaque jour de campagne à l'aide de 2 solutions tampon, l'une à pH 7 et l'autre à pH acide de 4.

Pour la mesure, agiter doucement l'électrode dans l'eau.

### 3) Mesure de la conductivité

La conductivité d'une eau est directement proportionnelle à la concentration en sels dissous : c'est la mesure de la capacité d'une eau à conduire un courant électrique.

Cette capacité est d'autant plus élevée qu'elle contient plus d'ions, se comportant comme des charges électriques entre deux électrodes soumises à une différence de potentiel.

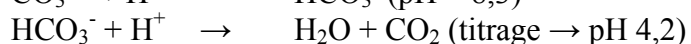
La nature des ions influence également la conductivité :  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  sont plus mobiles que les anions et cations bivalents. Elle varie également avec la température, affectant la mobilité des ions (augmentation de 2,5% par °C), on la ramène donc à une température standard de 18, 20 ou 25°C.

### 4) Mesure de l'alcalinité

L'alcalinité des eaux naturelles est due aux bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ), aux carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et aux ions hydroxydes ( $\text{OH}^-$ ).

La mesure de l'alcalinité totale (ou TAC pour « titre alcalimétrique complet ») se réalise le jour même. Elle est mesurée par titrage par de l'HCl 0,02 N en présence d'un indicateur coloré, le rouge de méthyl, virant à pH 4,2. Les ions bicarbonates sont neutralisés à ce pH.

Les réactions suivantes se produisent :



En pratique, 5 à 10 gouttes d'indicateur coloré sont ajoutées à 50 ml d'eau filtrée placée dans un berlin de 100 à 250 ml. On titre en agitant jusqu'au virage du bleu au rose, en passant par le jaune. Le TAC correspond donc à la quantité d'acide ajoutée nécessaire pour atteindre pH 4,5. Le titre alcalimétrique complet est donné par :

$$\text{TAC (meq/l)} = \text{vol HCl (ml)} * \text{titre HCl (N)} * 1000 / \text{vol éch. eau (ml)}$$

### 5) Mesure de la concentration en oxygène

L'O<sub>2</sub> dissous dans l'eau résulte d'un bilan production/consommation où interviennent les échanges avec l'O<sub>2</sub> atmosphérique, des activités biologiques dans la colonne d'eau, les sédiments et éventuellement les processus physico-chimiques. C'est pourquoi la mesure doit être pratiquée directement en évitant les échanges gazeux avec l'air. La valeur obtenue reste relative à l'endroit et au moment du prélèvement.

La concentration en O<sub>2</sub> s'exprime en mg/l ou en pourcentage de saturation. Elle peut être calculée par la formule suivante :  $\text{O}_2 = 475 / 33 + T \text{ (°C)}$

Les mesures ont été effectuées sur le terrain à l'aide d'un oxymètre (YSI 58). L'oxygène diffuse à travers la membrane et réagit avec la cathode, causant le passage d'un courant. L'appareil doit être préalablement calibré dans de l'eau de température connue, saturée en oxygène.

**e) Dosage des nutriments et de la matière organique dissoute**

Ces analyses sont effectuées par des méthodes colorimétriques.

Les concentrations en nutriments sont calculées à partir de droites d'étalonnage donnant la densité optique en fonction de la concentration. Grâce à cette courbe, les densités optiques obtenues après lecture de l'absorbance relative aux échantillons via un spectrophotomètre (Spectronic GENESYS 5) peuvent être converties en concentrations. Chaque concentration s'exprime en mg de P/l ou en mg de N/l ou C.

Dans l'eau, l'azote inorganique dissous se retrouve sous trois formes : les nitrites, les nitrates et l'ammoniaque.

**i) Les nitrates (mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l)**

Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode à l'acide sulfosalicylique. Il se base sur le principe suivant : en milieu anhydre, l'acide sulfosalicylique forme avec les nitrates un complexe libérant en milieu basique l'ion nitrosalicylate, de couleur jaune, qui permet un dosage colorimétrique des ions NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 420 nm.

**ii) Les nitrites (mg N-NO<sub>2</sub><sup>2-</sup>/l)**

Le dosage des nitrites est réalisé par la méthode à l'acide sulfanilique. La diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l' $\alpha$ -naphthyl-amine donne un complexe rouge susceptible d'un dosage colorimétrique. Ce complexe est dosé avec une longueur d'onde de 520 nm.

**iii) L'ammoniaque (ion ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)**

Le dosage de l'ammoniaque est réalisé par mesure spectrophotométrique des concentrations en ions ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. La quantité d'ammoniaque libre est ensuite calculée sachant que : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = NH<sub>3</sub> + H<sup>+</sup>. Cette réaction est sous la dépendance du pH et de la température. Les pH alcalins favorisent la forme non ionisée NH<sub>3</sub>, tandis qu'à des pH inférieurs à 7, l'ammoniaque se présente essentiellement sous la forme ionique NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Le principe du dosage est le suivant : l'ammoniaque réagit avec les ions hypochlorites issus de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyanate et avec le salicylate de sodium (pH 12,6) en présence de nitroprussiate de sodium. Celui-ci agit comme catalyseur pour former un composé vert. Il en résulte une coloration bleue mais qui apparaît verte suite à l'interférence due à la couleur jaune du réactif. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 655 nm.

**f) Dosage des éléments majeurs : anions**

**i) Les sulfates (mg  $SO_4^{2-}$ /l)**

En milieu acide, les ions sulfates sont précipités avec le chlorure de baryum pour former le sulfate de baryum, présentant un état trouble uniforme. Cette turbidité est mesurée au colorimètre à 420 nm et les concentrations sont déterminées par relation DO-concentration.

**iii) Les chlorures (mg/l)**

Le nitrate de mercure est titré en présence de diphényl-carbazone. Les ions  $Hg^{2+}$  d'une solution de  $HgNO_3$  (solution titrante) réagissent avec les  $Cl^-$ , entraînant ainsi la formation d'un complexe stable et soluble. En fin de réaction, le diphényl-carbazone forme un complexe avec les ions  $Hg^{2+}$  excédentaires. La concentration en ions  $Cl^-$  de chaque échantillon est obtenue par le calcul suivant :

$$Cl^- \text{ mg/l} = \text{vol } HgNO_3 \text{ (ml)} - \text{blanc (ml)} * \text{titre } HgNO_3 * 35,5 * 100 / \text{vol échantillon (ml)}$$

**iii) La silice**

La silice est présente dans les eaux naturelles sous forme particulaire (colloïdes de  $SiO_2$  hydratés ou non) ou dissoute (monomères ou polymères d'acide orthosilicique  $H_4SiO_4$ ). La silice réactive concerne en principe les formes dissoutes. Les silicates solubles réagissent en milieu acide avec le molybdate pour former un composé silico-molybdique qui sera réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique. L'interférence des phosphates est éliminée par addition d'acide oxalique.



Complexe jaune

**g) Etablissement de l'indice SEQ – Eau**

Le SEQ eau permet un diagnostic précis de la qualité de l'eau et permet de définir les actions nécessaires pour son amélioration en fonction des utilisations souhaitées, grâce au calcul de 16 indices d'altération.

La qualité de l'eau est décrite pour chacune des altérations à l'aide :

- . de 5 classes de qualité allant du bleu (qualité très bonne) au rouge
- . d'un indice variant de 0 (pire) à 100 (le meilleur)

L'indice de qualité permet de juger de l'évolution de la qualité de l'eau à l'intérieur d'une même classe, sans qu'il y ait changement de classe. C'est une évaluation très précise.

Le SEQ-Eau calcule un indice de qualité mais également un indice d'aptitude à la biologie et des classes d'aptitude aux différents usages.

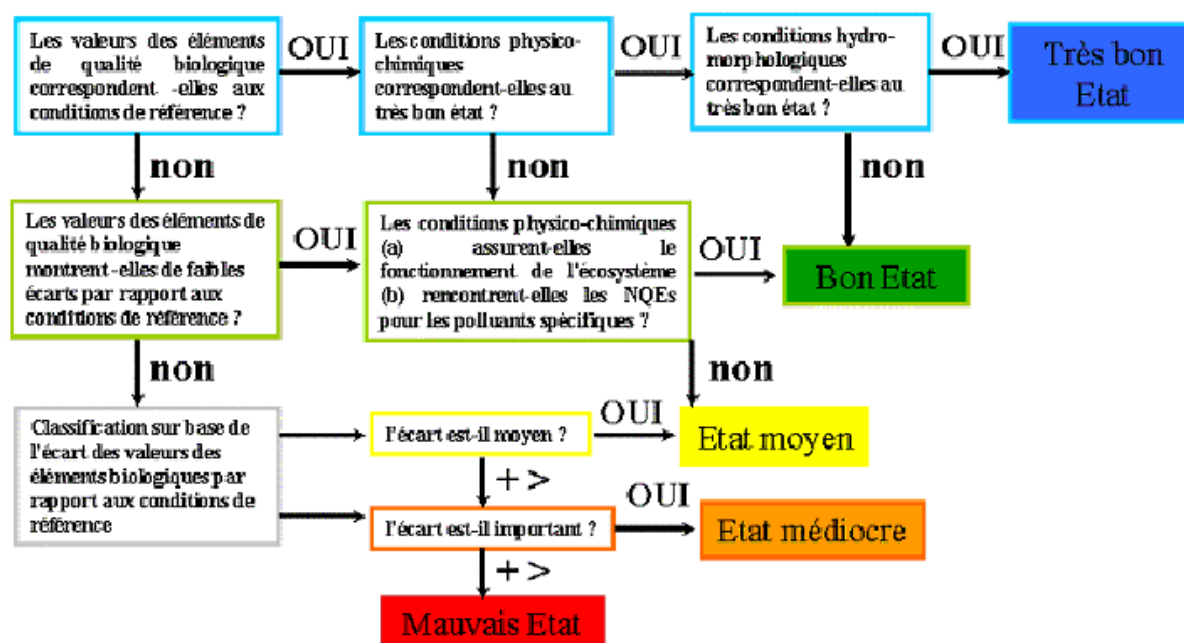
Après le dosage des nutriments, de la matière organique dissoute et des anions, chaque donnée est encodée dans le système informatique SEQ-EAU (V2) qui calcule directement les indices de qualité pour chaque paramètre encodé.

### h) Détermination de l'état écologique

Pour rappel, l'état écologique est évalué sur base de l'analyse de trois groupes d'éléments de qualité, conformément à l'Annexe V de la DCE :

- Les éléments de la qualité biologique
- Les éléments de la qualité physico-chimique
- Les éléments de la qualité hydromorphologique

La directive n'accorde cependant pas le même rôle à ces différents éléments :



C'est la qualité biologique qui prime, la qualité hydromorphologique n'intervient que si la qualité biologique et la qualité physico-chimique sont très bonnes.

Si la qualité biologique correspond au très bon état, la qualité physico-chimique et la qualité physique doivent soit corroborer ce résultat de qualité biologique soit déclasser le site vers la classe de qualité inférieure. Si la qualité biologique est bonne, seule la qualité physico-chimique doit corroborer ou déclasser le classement biologique. Un site de qualité moyenne ou inférieure prend la qualité écologique correspondant à sa qualité biologique ; le physico-chimique ne doit plus être pris en considération.

## **5) RESULTATS ET DISCUSSION**

### **a) Résultats des deux campagnes de prélèvements (novembre 2004 – mai 2005)**

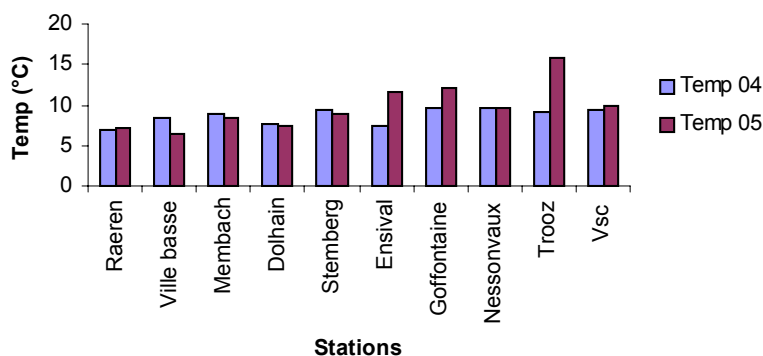
#### **i) La qualité physico-chimique**

Les différents paramètres étudiés in situ sont : la température, la concentration en oxygène, la conductivité, l'alcalinité et le pH. L'indice SEQ-Eau a été calculé sur base de ces différents paramètres et des concentrations en nitrites, nitrates, chlorures, sulfates et ammonium.

Pour la première campagne, seuls les paramètres pris sur le terrain (t°, pH, alcalinité, conductivité, oxygène) seront comparés à ceux obtenus lors de notre second passage. Les indices SEQ-Eau seront donc calculés uniquement sur base des résultats de la seconde campagne.

#### **1) La température (°C)**

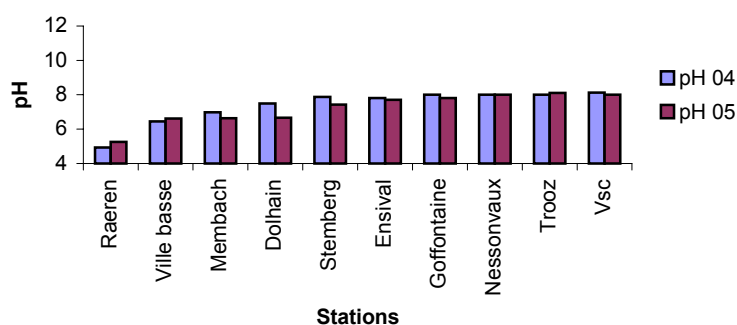
Les prises de température ont été effectuées lors des prélèvements d'eau, de diatomées et d'invertébrés et ce à différents moments de la journée. De plus, vu les faibles débits et les profondeurs limitées d'une partie du cours d'eau, un ensoleillement, même bref, peut provoquer rapidement une augmentation locale de la température de l'eau. Il devient dès lors difficile d'interpréter la figure ci-dessous.



Lors de la 1<sup>ère</sup> campagne, la température varie entre 6,8°C et 9,7°C, tandis que pour la seconde, elle varie entre 6,3°C et 15,7°C. Les températures les plus élevées se rencontrent à Goffontaine (novembre 04) et Trooz (mai 05).

#### **2) Le pH**

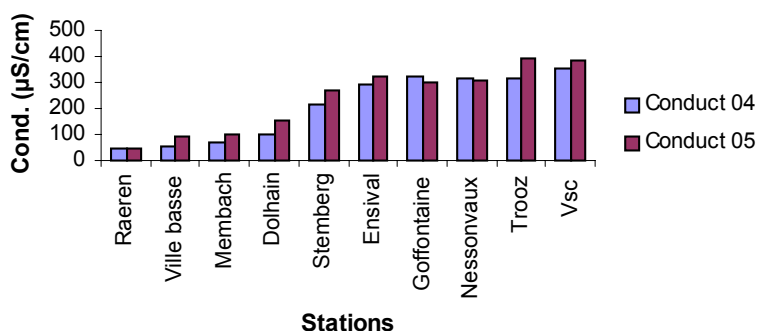
Le pH est une mesure de la concentration en  $H^+$  dans l'eau. Ses variations sont dues à des modifications de l'équilibre du système carbonates-bicarbonates- $CO_2$  en relation avec la nature géologique du substrat dans des conditions naturelles.



On observe un pH acide, variant de 4.94 à 5.25, à la source de la Vesdre c'est-à-dire à Raeren, partie située dans les régions fagnardes caractérisées par des eaux peu minéralisées ayant une diversité faunistique et floristique faible. Le pH devient neutre dès que la Vesdre sort de la partie fagnarde pour augmenter et atteindre des valeurs de 8.10 lorsqu'on s'approche de la partie aval de la rivière aux alentours de Nessonvaux, Vaux-sous-Chèvremont.

### 3) La conductivité ( $\mu S/cm$ )

On observe une forte augmentation de la conductivité dès que l'on atteint la zone de Stenberg, passant d'une conductivité de 97  $\mu S/cm$  à 215  $\mu S/cm$ . La conductivité maximale observée lors de notre 1<sup>ère</sup> campagne est de 355  $\mu S/cm$  contre 393  $\mu S/cm$  lors de notre second passage. La conductivité minimale avoisine les 47  $\mu S/cm$  dans la partie amont.

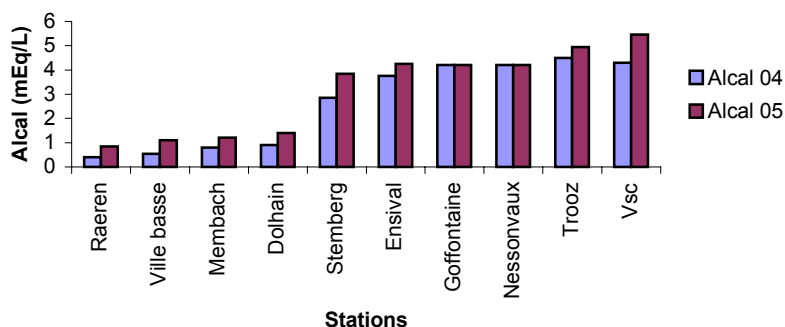


### 4) L'alcalinité (m Eq/L)

On observe le même phénomène que pour la conductivité c'est-à-dire une nette augmentation à partir de Stemberg. Pour la première campagne, les valeurs oscillent entre 0,4 et 4,5 mEq/L tandis que pour la seconde elles varient de 0,85 à 5,45 mEq/L.

De manière générale, l'alcalinité augmente de façon constante de l'amont vers l'aval de la Vesdre.

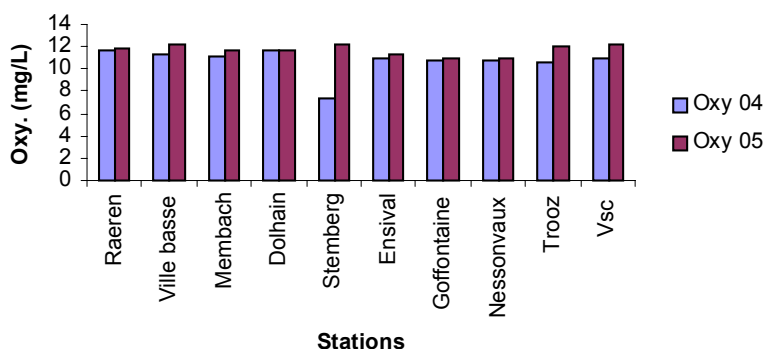
Les variations d'alcalinité sont à rapprocher de celles de degré de minéralisation ; les courbes de conductivité et alcalinité varient pratiquement dans le même sens.



##### 5) La concentration en oxygène (mg/L)

La concentration en oxygène reste assez constante de manière générale mise à part une légère chute en novembre 04 à Stemberg et des valeurs légèrement plus élevées lors de la seconde campagne. Ce facteur n'est en rien limitant.

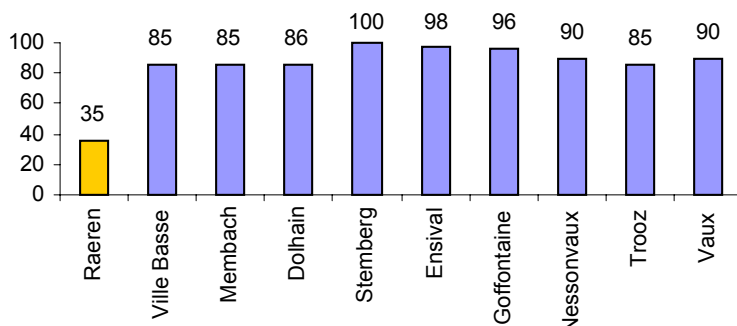
	Nov-04	Mai-05
Moyenne	10,71	11,69
Ecart-type	0,49	1,22





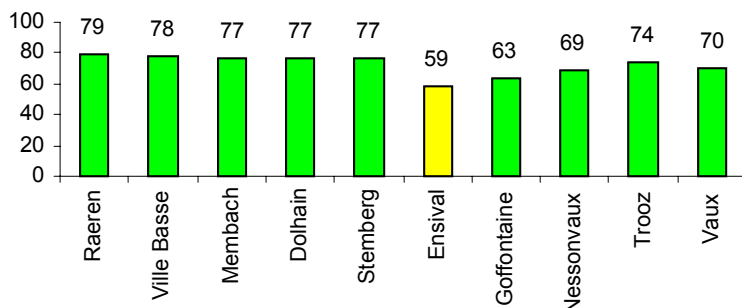
ii) Résultats obtenus avec les indices d'aptitude à la biologie (SEQ-Eau) :

1) Acidification = pH



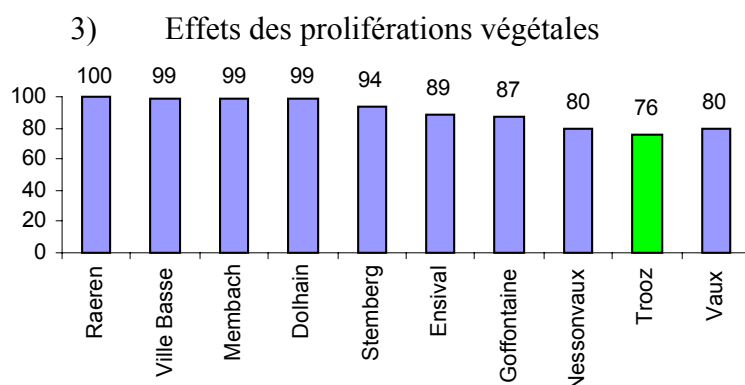
De manière générale, le pH n'est pas le paramètre influençant le plus la qualité de l'eau. Les stations présentent des indices d'aptitude à la biologie variant de 85 à 100. Raeren est la station à se voir attribuer une classe de qualité médiocre. Ceci est dû au fait que cette station se situe dans les Hautes Fagnes et présente donc une eau naturellement acide (pH = 4,4), qui n'est pas tenue en compte lors du calcul de l'indice par le SEQ-Eau. Il est évident que cette station présente une diversité moindre surtout au niveau poisson de même qu'au niveau diatomées et macroinvertébrés.

2) Matières azotées hors nitrates

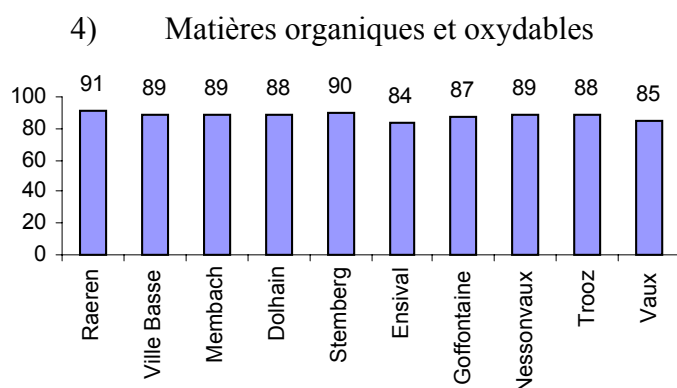


Ce paramètre reprend les concentrations en ammonium et nitrites.

Toutes les stations présentent des eaux de bonne qualité, l'indice variant entre 63 et 79, mis à part à Ensival (indice de 59) où la qualité diminue légèrement. Les nitrites ne se maintiennent que lorsque le milieu n'est pas suffisamment oxydant. Leur présence indique un état critique d'eutrophisation.

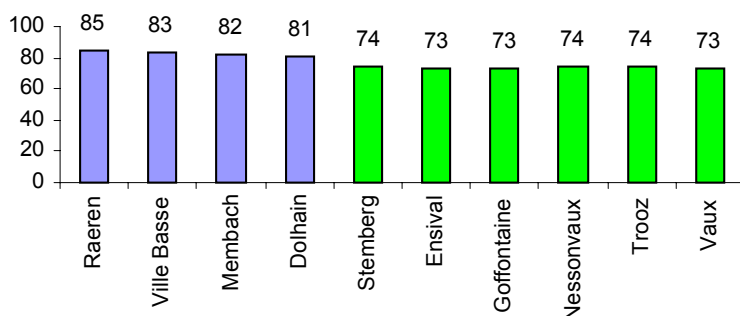


De manière générale on remarque que les différentes stations se maintiennent dans des eaux de très bonne qualité bien que les valeurs de l'indice diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la station amont. En effet on passe d'une valeur de 100 pour Raeren à 80 pour Vaux. La station de Trooz présente une eau de bonne qualité, avec un indice de 76. Pour le calcul de cet indice, on s'est basé sur le pourcentage de saturation en oxygène et sur le pH. En principe d'autres paramètres devaient être pris en compte tels la chlorophylle a, les phéopigments et les algues. Ces données étant manquantes, l'indice a été calculé avec seulement 2 paramètres.



Toutes les stations sont caractérisées par des eaux de très bonne qualité. Ce paramètre présente des valeurs oscillant entre 89 pour Ensival et 91 pour Raeren. Avec une légère diminution à Ensival, tout comme l'indice des matières azotées. Nous pensons que les résultats de cet indice ne sont pas très fiables dans notre cas, vu le peu de paramètres pris en compte. En effet, son calcul se base sur 8 paramètres ( $O_2d$ , %  $O_2$ , DBO5, DCO, COD, THM potentiel, NKJ et  $NH_4^+$ ) or seulement 3 de ces 8 paramètres ont été mesurés : oxygène dissous, pourcentage de saturation et ammonium.

### 5) Nitrates



Les 4 premières stations ne présentent aucun problème au niveau de leur teneur en nitrates, quant aux autres on observe une légère diminution tout en restant dans une classe de bonne qualité. Nous pouvons donc remarquer que les valeurs de l'indice sont plus élevées en amont et diminuent quand on s'approche des stations situées en aval. Les nitrates indiquent le degré de trophie d'une rivière c'est-à-dire l'intensité du lessivage des sols, des déversements industriels ou urbains, l'accumulation de matières organiques endogènes et la capacité d'oxygénation du milieu. Ces résultats sont néanmoins à prendre avec précaution étant donné que les valeurs seuils sont en révision en Région Wallonne.

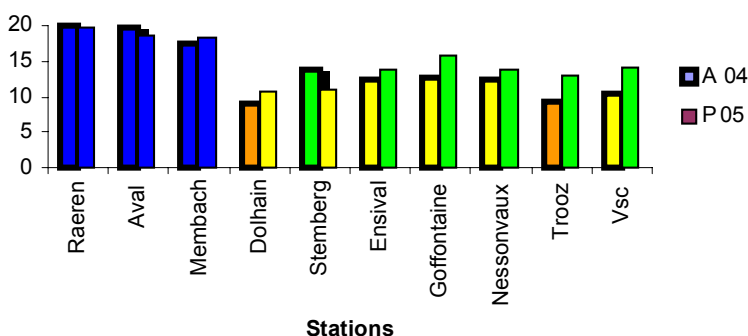
### iii) Qualité biologique

#### 1) Les diatomées : l'IPS (indice de polluo-sensibilité spécifique)

Les valeurs IPS renseignent pour les trois premières stations une très bonne qualité biologique de l'eau, variant entre 19,9 et 17,5.

Pour les 7 autres stations, la qualité de l'eau oscille entre modéré et bon.

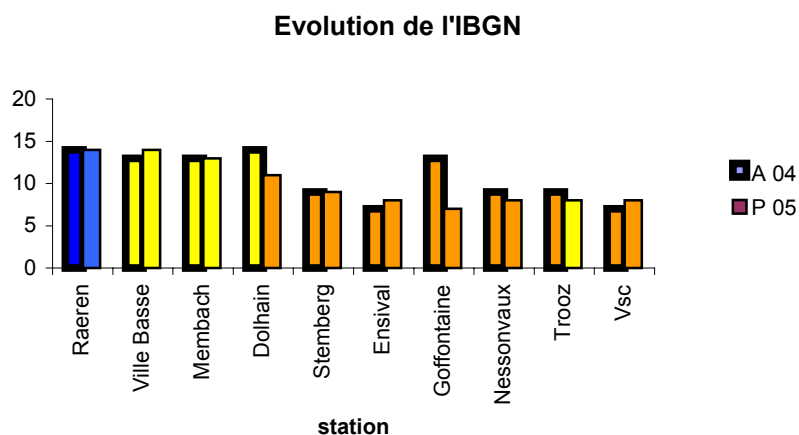
On remarque en général une amélioration de la qualité des eaux, entre les deux campagnes de prélèvement, dans la partie aval de la Vesdre et surtout pour les stations de Trooz, passant de 9,2 à 13 et de Vaux passant de 10,5 à 14,1. Ceci est probablement dû au fait que la première campagne correspond aux conditions hydrologiques les plus défavorables (période d'étiage). La deuxième campagne correspond plutôt aux conditions optimales. Exception faite pour la station de Stenberg où la qualité biologique est meilleure lors de la première campagne. Quasiment toutes les stations atteignent une bonne qualité biologique mis à part la station de Dolhain.



A 04 = campagne de prélèvement en automne 2004  
P 05 = campagne de prélèvement au printemps 2005

## 2) Les macro-invertébrés : l'IBGN ( Indice Biologique Global Normalisé)

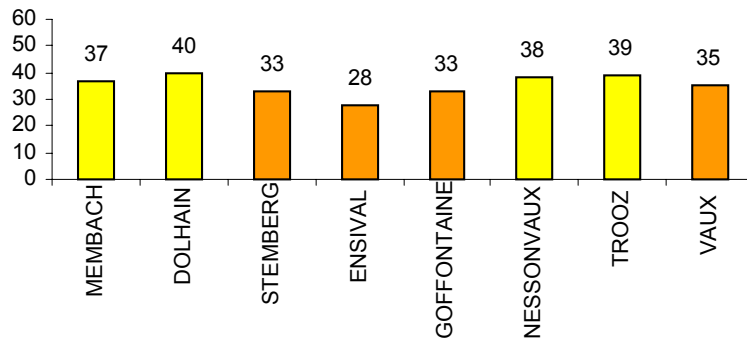
On remarque une dégradation générale de la qualité de la Vesdre de l'amont vers l'aval, passant d'une qualité bonne (14/20) à médiocre (7/20). Les résultats de la seconde campagne montre une dégradation de la qualité de l'eau au niveau de la station de Nessonvaux et Trooz passant d'une qualité modérée à médiocre. Autre chute impressionnante : celle de la Station de Goffontaine passant d'une bonne qualité (13/20) à une qualité médiocre (7/20). Cette diminution s'explique par le fait que lors de la première campagne de prélèvement on a remarqué lors de notre identification la présence de *Glossossomatidae*, taxons polluosensible. Ceux-ci par contre n'étaient plus présents lors de la campagne de mai et le taxon indicateur de la qualité de l'eau était les *Rhyacophilidae*, taxon plus polluo-tolérant. De plus on passe de 21 taxons dénombrés en novembre 2004 à 12 taxons présents en mai 2005. Par ailleurs, la station de Vaux se maintient dans une classe de qualité médiocre.



A 04 = campagne de prélèvement en automne 2004  
P 05 = campagne de prélèvement au printemps 2005

En voyant les résultats obtenus par l'indice IPS et l'indice IBGN on remarque que c'est l'IBGN qui est le plus déclassant. Ceci est probablement dû au fait que les macroinvertébrés sont sensibles à une modification de la qualité de l'habitat, contrairement aux diatomées qui ne le sont pas.

### 3) Les poissons : l'IBIP (Indice Biotique d'Intégrité Piscicole)



En calculant l'IBIP, on s'aperçoit que la qualité de l'écosystème aquatique des différentes stations varie de faible à moyen. On remarque également une diminution de la valeur totale de l'indice de Stenberg à Goffontaine. Par ailleurs, Une légère augmentation se fait ensuite ressentir jusque Trooz. Les stations de Raeren et Ville Basse ne sont pas reprise sur le graphe car vu leur pH acide il est impossible de trouver des poissons dans ces eaux.

Au commencement de ce mémoire il était prévu de calculer l'IBIP et l'indice FAME afin de pouvoir comparer leur valeur et de voir lequel des 2 donnait les résultats les plus concordant avec l'IPS et l'IBGN. Après un entretien avec un responsable des pêches, il s'avère que la Région Wallonne se contente d'appliquer l'IBIP, étant donné qu'on ne connaît pas encore les

## ***b) Evolution de la qualité écologique de la Vesdre***

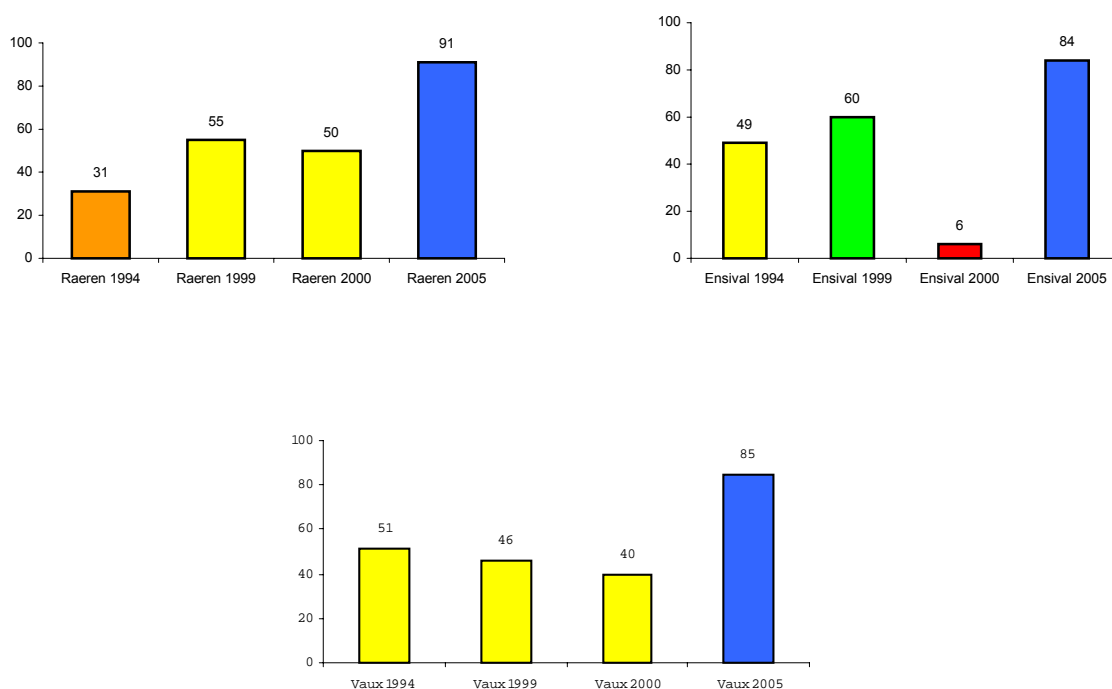
### *i) Evolution de la qualité physico-chimique de 1994 à 2005*

Les résultats seront commentés sur 3 stations (Raeren, Ensival, Vaux) pour lesquelles nous avons des données s'étalant de 1994 à 2005. Les données de 1994, 1999 et 2000 sont des données annuelles récoltées dans le cadre du projet PIRENE. Elles proviennent de la DGRNE. Les résultats obtenus pour 2005 sont ponctuels (1 seul prélèvement).

#### **1) Indice des matières organiques et oxydables**

De manière générale, toutes les stations ont tendance à augmenter leur qualité.

Pour Raeren, on passe d'une eau de qualité médiocre à une eau de très bonne qualité avec une augmentation continue de la qualité, en ce qui concerne les matières organiques et oxydables. Même constatation pour Ensival mais avec une nette dégradation de la qualité en 2000 amenant l'eau à un seuil de mauvaise qualité, n'assurant plus les équilibres biologiques. Quant à Vaux, malgré une légère diminution des valeurs, c'est une station qui a su maintenir une eau de qualité modérée de 1994 à 1999 pour atteindre une très bonne qualité en 2005.

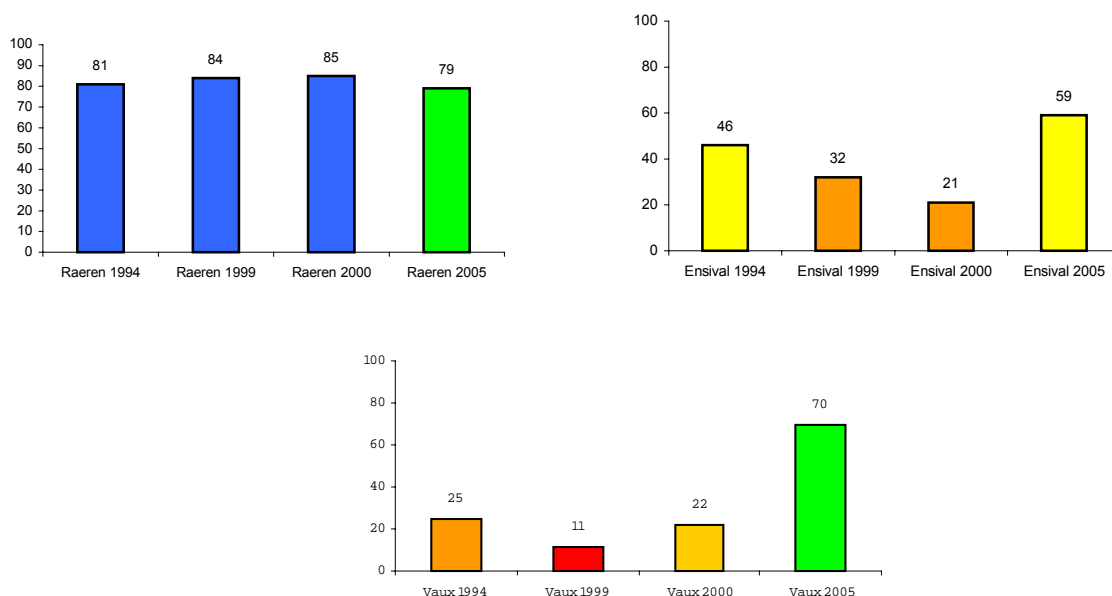


## 2) Indice des matières azotées hors nitrates

La station de Raeren se maintient dans des eaux de très bonne qualité. Cependant, pour 2005 on passe à une eau de bonne qualité sachant que le seuil inférieur de la classe bleue est de 80. Cette différence peut être due à un manque de précision lors de l'analyse de l'eau en laboratoire.

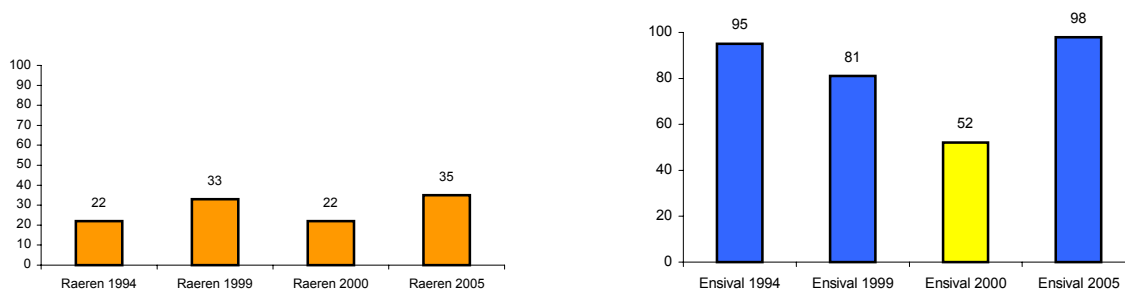
Ensival reste dans des eaux de qualité modérée malgré une légère chute de qualité de 1999 à 2000.

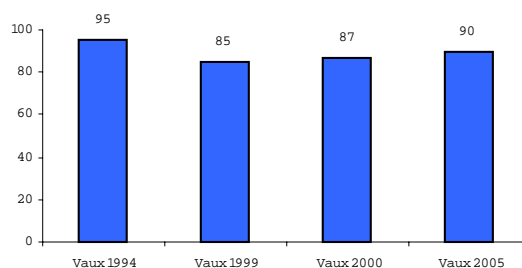
Après une chute de sa qualité en 1999, l'eau de la station de Vaux s'améliore et passe d'une eau de mauvaise qualité à une eau de bonne qualité, en ce qui concerne les matières azotées.



## 3) Indice de l'acidification

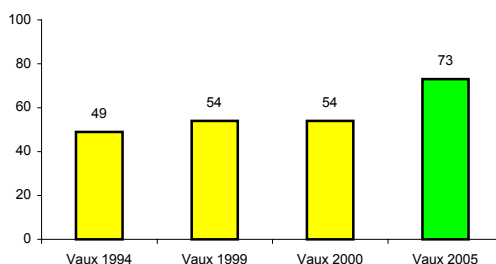
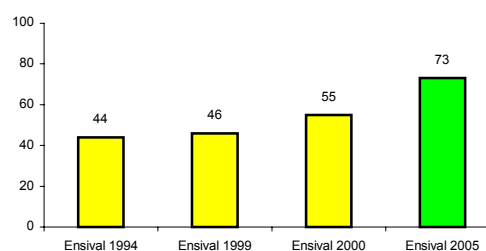
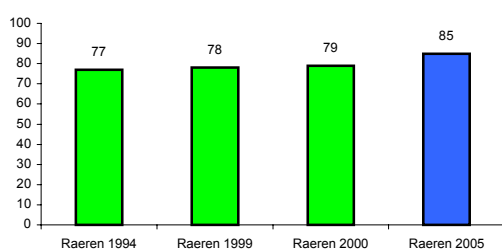
Vu la forte acidité de l'eau à Raeren, l'indice SEQ-Eau classe la station dans une classe de qualité médiocre puisque le SEQ-Eau ne tient pas compte des eaux naturellement acides. Les autres stations ayant des pH basique ne présentent pas ce genre de problème et sont caractérisées par des eaux de très bonne qualité sauf Ensival en 2000 qui présente une eau de qualité modérée.





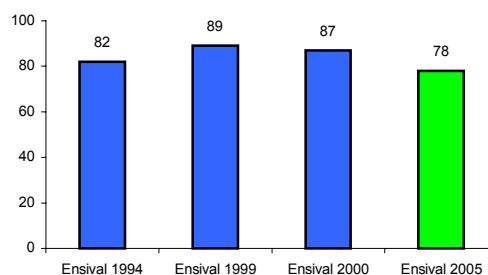
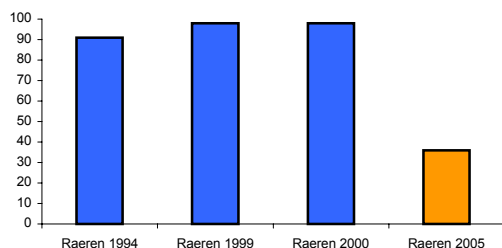
#### 4) Indice des nitrates

Concernant les nitrates, on s'aperçoit de l'amélioration de la qualité de toutes les stations, Raeren passant d'une eau de qualité bonne à très bonne, Ensival et Vaux d'une eau de qualité modérée à bonne.

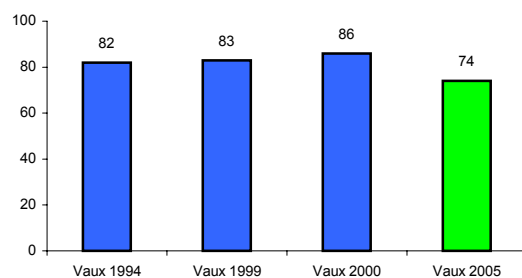


#### 5) Indice de minéralisation

On remarque que toutes les stations ont des eaux de très bonne qualité de 1994 à 2000 et que la qualité de celles-ci diminue automatiquement en 2005. La station la plus touchée est celle de Raeren, passant d'une eau de très bonne qualité à une eau de qualité médiocre. La chute de qualité est cependant très faible pour les 2 autres stations. La qualité de leur eau passe de très bonne à bonne.







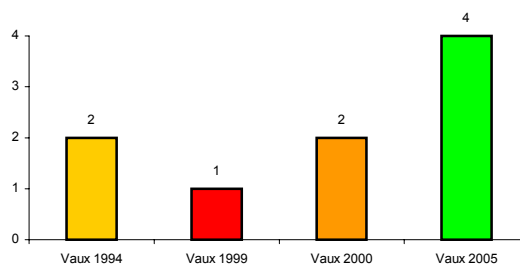
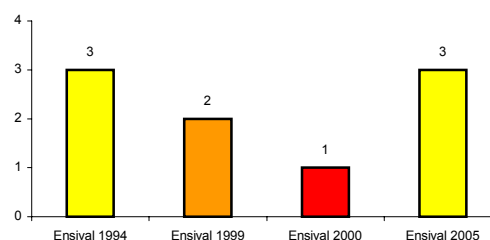
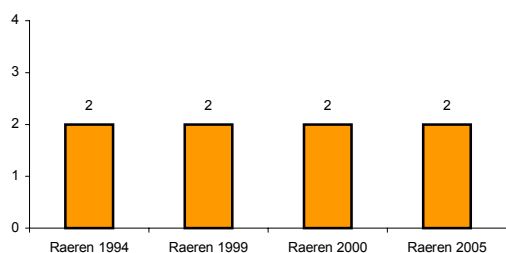
## 6) Evolution de la classe d'aptitude aux potentialités biologiques

Raeren, de par son pH acide se retrouve directement classée dans des eaux de qualité médiocre. Ces eaux devraient présenter une diversité taxonomique réduite.

Ensival est une station dont la classe d'aptitude aux potentialités biologiques varie énormément. En effet en 1994 sa classe d'aptitude était modérée, en 2000, elle devient mauvaise. Enfin, en 2005 elle retrouve une classe modérée.

Vaux présente une classe d'aptitude médiocre en 1994 qui se dégrade en 1999 pour ensuite s'améliorer et atteindre une classe d'aptitude « bonne ».

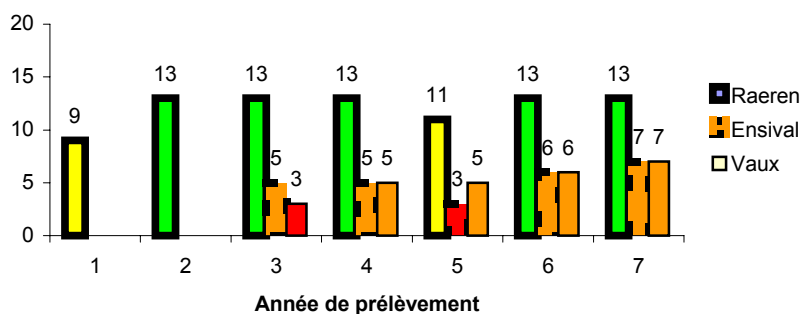
Remarquons également la mise en service en 2001 de la station d'épuration de Wegnez et la nette amélioration de la qualité de l'eau à Ensival et Vaux entre 2000 et 2005.



ii) *Evolution de la qualité biologique*

1) Evolution de l'indice macro-invertébrés de 1989 à 2005

Les données de 1989 à 2001 proviennent du CNRFB à Gembloux. Il s'agit d'un prélèvement par année.



1 = 1989  
2 = 1991  
3 = 1994  
4 = 1997  
5 = 2001  
6 = 2004  
7 = 2005

Raeren est une station qui a su se maintenir autour d'une excellente qualité d'eau de 1991 à 1997. Cependant en 2001 une petite chute de qualité est observée. Les valeurs de l'IBGN de cette station oscillent entre 9 et 13/20. Si l'on compare ces résultats avec ceux obtenus via l'étude des diatomées, on s'aperçoit qu'avec l'IPS l'eau reste toujours de très bonne qualité, avec des valeurs de l'IPS oscillant entre 19,6 et 20/20. La communauté de diatomées présente dans ce type de milieu est plutôt acidophile, sensible à la pollution.

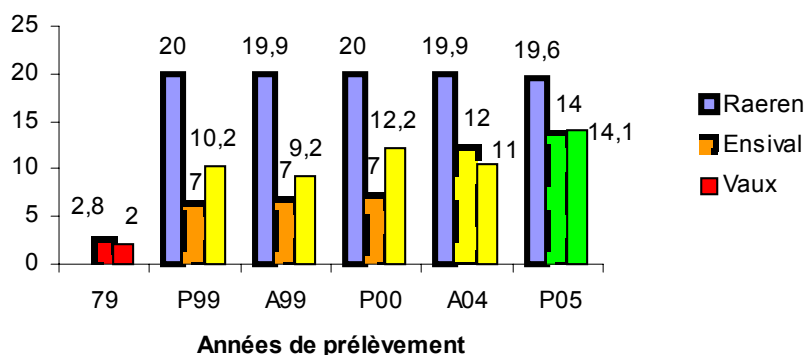
Concernant la station d'Ensival, on s'aperçoit que la qualité de la station ne varie guère. Elle oscille entre des valeurs de 3 à 7/20. Une diminution de la qualité est également observée en 2001, parallèlement à la station de Raeren.

La dernière station est celle de Vaux. Une amélioration de la qualité est observée, passant également de 3 à 7/20.

On remarque que l'amélioration générale de la qualité de l'eau se fait ressentir surtout à partir de 2001. En effet, les années antérieures sont marquées par des variations de la qualité aussi bien à Raeren, station située dans une zone naturelle, qu'à Vaux.

## 2) Evolution de l'indice diatomées de 1979 à 2005

Les données de 1979 proviennent d'une étude réalisée par J.P Descy dans le bassin de la Meuse. Les données de 1999 et 2000 proviennent d'une étude qui consistait en l'application de l'indice IBD au réseau hydrographique wallon (Fauville et al, 2000).



*A 04 = campagne de prélèvement en automne 2004*

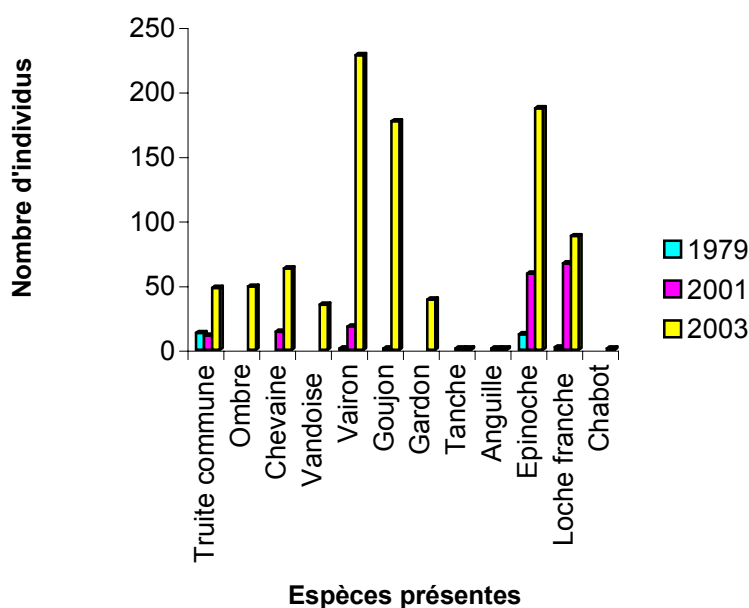
*P 05 = campagne de prélèvement au printemps 2005*

En 1979, une mauvaise qualité de l'eau régnait sur tout le bassin de la Vesdre, du moins à partir d'Ensival. Quant à Raeren, on remarque clairement que cette station n'est nullement soumise à la pollution et ce à aucun moment. Pour preuve son IPS reste stable variant de 19,6 à 20/20. Pour les stations d'Ensival et de Vaux, on aperçoit déjà une amélioration de la qualité en 1999 mais avec une petite chute pour Vaux en automne 1999. Certainement due au fait que l'automne correspond à une période critique (condition d'étiage). L'amélioration globale de la qualité de ces 2 stations se fait surtout ressentir à partir de 2000, pour atteindre une eau de bonne qualité en 2005

### 3) Les poissons

#### a) Pêches réalisées à Nessonvaux en 1979-2001-2003

Les données de 1979, 2001 et 2003 proviennent d'une étude de Philippart sur l'étude de l'évolution de la faune des poissons de 1970 à 2003. (Philippart,2003)



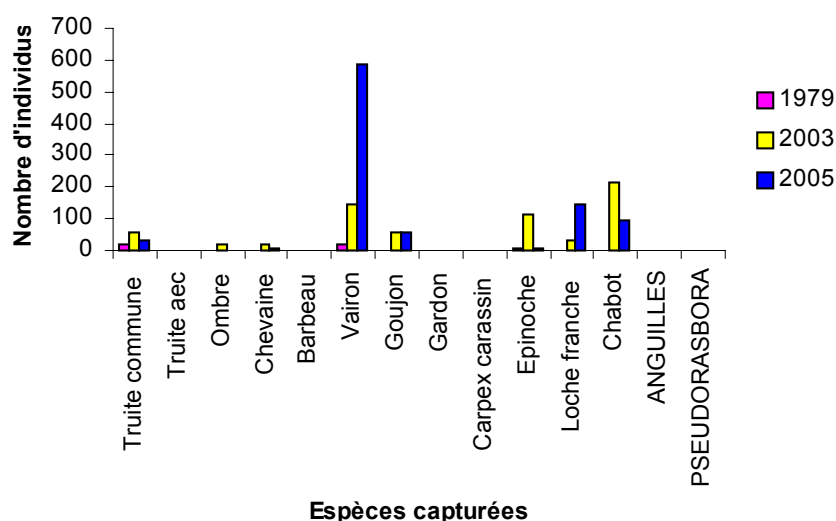
En 1979, 4 espèces indigènes sont retrouvées. Il s'agit de la truite, du vairon, de la loche et de l'épinoche. Un sondage effectué en 2001 montre la présence de 8 espèces indigènes, addition faite du chevaine, de l'anguille, du goujon et de la tanche. En 2003, on passe à 11 espèces. En effet on retrouve l'ombre, la perche, le chabot (1 seul individu), la vandoise et le gardon.

Sachant que la station d'épuration de Wegnez, en amont de Nessonvaux a été mise en fonction en 2001, on peut donc dire que la situation s'est sensiblement améliorée sur un laps de temps finalement assez court.

A partir de 2003 on peut remarquer une nette augmentation dans le nombre d'individus de chaque espèce. Les augmentations les plus importantes sont celle du vairon, passant de 4 à 228 individus, et du goujon, passant de 1 à 177 individus.

## b) Pêches réalisées à Trooz en 1979 – 2003 – 2005

Les données de 1970 et 2003 proviennent d'un rapport d'études sur la faune piscicole de la Vesdre en cours d'épuration. (Philippart, 2003)



La pêche effectuée en 1979 avait permis la capture de 49 poissons appartenant à 4 espèces indigènes : truite commune, vairon, épinoche et loche franche. En 2003, une nette amélioration est observée. On capture 267 poissons dont 7 nouvelles espèces parmi lesquelles on retrouve des espèces exigeantes à la qualité de l'eau telles le chabot (212), l'ombre (21) et le barbeau (2). Une amélioration est donc remarquée. Cependant en 2005, ces espèces polluo-sensibles sont toujours présentes mais en nombre nettement inférieur. Le chabot reste l'espèce en plus grand nombre avec 92 individus capturés par contre l'ombre et le barbeau ne sont plus représentés que par 1 individu. L'augmentation la plus régulière est celle du vairon, sa population passant de 18 individus en 1979 à 585 individus en 2005. a côté de cela on remarque également une diminution du nombre de chabots, espèce polluo-sensible, et une augmentation du nombre de loches.

**c) *Evolution de l'état écologique de la Vesdre (Tableau 4)***

Les résultats obtenus avec l'IPS montrent une meilleure qualité de l'eau, il varie de 19,6 à 10,8. Les eaux de Raeren, Ville Basse et Membach sont d'excellente qualité. A Dolhain et Stemberg l'eau est caractérisée par une qualité modérée. Quant aux stations s'étalant de Ensival à Vaux, elles présentent une eau de bonne qualité.

Par contre, les résultats obtenus avec l'IBGN sont plus déclassant : les 4 dernières stations passent dans une classe de qualité plus faible ; elles sont représentées par des eaux de qualité médiocre.

L'IBIP quant à lui est tout à fait déclassant. Il diminue chaque station d'une classe de qualité.

Ces différences peuvent s'expliquer, entre autre, par la qualité hydromorphologique. Cette qualité tient compte de 4 aspects : un indice est attribué pour la qualité du lit majeur mais également pour la qualité des berges et du lit mineur. Le dernier indice caractérise la qualité générale du milieu physique. On remarque que les eaux situées en amont présentent un indice de qualité générale excellent, rassemblant des conditions environnementales plus favorables, aussi bien au niveau qualité du lit majeur et mineur que qualité des berges, pour le développement des diatomées et invertébrés. A l'opposé, les stations en aval présentent un indice pour le lit majeur et mineur beaucoup plus déclassant, se situant dans le mauvais état. Ceci a pour conséquence un moins bon développement des invertébrés et poissons.

La qualité physico-chimique globale a été obtenue après calcul du percentile 50 sur les données AZOT (matières azotées hors nitrates) et MOOX (matière organique et oxydable) de notre campagne de mai 2005. De manière générale, la qualité physico-chimique ne semble ne présenter aucun problème. Cependant les données PHOS et PAES étant manquantes, les résultats obtenus sont peut être trop optimistes.

On observe donc que la classe globale biologique oscille entre une bonne qualité pour les têtes de bassin versant : Raeren et Ville basse, une qualité modérée pour les stations de Membach et Dolhain et une qualité mauvaise pour les stations allant de Stemberg à Vaux.

Les résultats de l'état écologique sont obtenus en tenant compte des règles suivantes :

C'est la qualité biologique qui prime, la qualité hydromorphologique n'intervient que si la qualité biologique et la qualité physico-chimique sont très bonnes.

Si la qualité biologique correspond au très bon état, la qualité physico-chimique et la qualité physique doivent soit corroborer ce résultat de qualité biologique soit déclasser le site vers la classe de qualité inférieure. Si la qualité biologique est bonne, seule la qualité physico-chimique doit corroborer ou déclasser le classement biologique. Un site de qualité moyenne ou inférieure prend la qualité écologique correspondant à sa qualité biologique ; le physico-chimique ne doit plus être pris en considération.

#### **d)      *Discussion générale***

##### *i)      La physico-chimie des eaux*

Les différences observées au niveau des valeurs des paramètres physico-chimiques peuvent s'expliquer d'une part par la différence géologique des sols et d'autre part par les différents rejets, urbains ou industriels.

Notons que, lorsque l'eau de la Vesdre quitte la partie des Hautes Fagnes pour atteindre le Condroz, elle traverse une bande de calcaire Ginétien. La traversée de cette couche par l'eau entraîne une dissolution des roches et un enrichissement des eaux de la Vesdre en carbonates, entraînant une augmentation du pH. Les profils de conductivité et alcalinité présentent exactement la même allure et l'augmentation des valeurs à partir de Stemberg peuvent également être expliquées par le phénomène cité ci-dessus.

Quant à l'indice SEQ-Eau, on s'aperçoit que, pour quasiment chaque paramètre, la qualité des stations s'est améliorée et tout particulièrement à partir de l'année 2000. On pourrait supposer que cette amélioration est due à la mise en fonction des 3 stations d'épuration et à leurs efforts conjugués.

Selon une étude menée par Mr Libert de 1986 à 1996, (Libert, 1990), il s'avère que la station de Raeren présente une qualité physico-chimique très bonne avec une pollution organique nulle et une eau dite oligomésotrophe. Lors de notre étude on a pu également observer que Raeren avait une eau de bonne qualité car en aucun cas cette station n'est soumise à une source de pollution. Toujours selon Libert, en 1999, la station d'Ensival présente une forte pollution organique et des eaux eutrophes. Quant à Vaux, sa qualité physico-chimique est modérée, avec une pollution organique et des eaux également eutrophes. Les résultats que nous avons obtenus avec le SEQ-Eau nous montrent qu' Ensival est de qualité modérée et que la station de Vaux est de bonne qualité. Cependant les résultats que nous avons obtenus pour la qualité physico-chimique sont, à mon avis, trop optimistes parce que tous les paramètres nécessaires pour une évaluation complète n'ont pas été pris en compte.

De manière générale, nous pouvons diviser le cours d'eau de la Vesdre en 2 groupes. Le premier reprend les cours d'eau, naturellement acides, peu voire non soumis aux influences humaines. Ceux-ci se situent principalement en tête du bassin hydrographique, dans ou aux abords des Hautes-Fagnes (Raeren). Le second groupe reprend les eaux calcaires soumises aux pressions humaines et situées en zones urbaines et/ou industrielles (Ensival et Vaux).

## ii) La qualité biologique

### 1) Les diatomées

Les différents peuplements rencontrés peuvent être mis en relation avec la physico-chimie des eaux. En effet, on a remarqué que les espèces dominantes rencontrées en amont et en aval du cours d'eau diffèrent fortement.

Concernant les stations situées en amont, dans les régions des Hautes Fagnes, les espèces dominantes sont les *Eunotia exigua*. Cette espèce acidobionte se retrouve dans des eaux douces à saumâtres ayant un pH inférieur à 5,5 et une oxygénation plutôt forte (supérieure à 75%). Cette espèce, ayant un indice de sensibilité de 5, ne supporte aucune trace de pollution et se développe donc dans des eaux naturelles, propres. C'est donc une espèce dite polluosensible.

Toutes ces caractéristiques sont retrouvées dans la station de Raeren dans laquelle les eaux sont acides, peu minéralisées avec une diversité faunistique et floristique peu élevée. En effet, on a pu s'apercevoir que, mis à part les diatomées et certains macroinvertébrés, aucun autre organisme vivant, poissons, n'a pu être retrouvé dans les eaux. Malgré la présence de diatomées, leur diversité reste néanmoins faible ; on ne retrouve jamais que 8 espèces : *Eunotia exigua*, *Eunotia bilunaris*, *Anomoeoneis brachysira*, *Pinnularia subcapitata*, *Meridion circulare*, *Achnanthes minutissima affinis*, *Hantzschia amphioxys*, *Frustulia saxonica* et *Tabellaria ventricosa*.

A partir de Dolhain, les eaux deviennent plus basiques. On va donc retrouver des taxons différents. Les espèces principalement retrouvées sont les *Gomphonema parvulum* et *Fragillaria capucina*. Ces espèces sont typiquement neutrophiles, vivant dans des eaux douces à saumâtres avec une concentration en Cl<sup>-</sup> inférieure à 500 mg/L. Parmi ces 2 espèces, une est plus exigeante au niveau de la qualité de l'eau. En effet, *Gomphonema parvulum* supporte des eaux polluées tandis que *Fragillaria capucina*, espèce polluosensible, ne se retrouve que dans des eaux peu polluées.

On peut également remarquer qu'à partir de Stemberg les différentes valeurs des paramètres physico-chimiques, liés à la géologie, augmentent. En effet, on passe des Hautes Fagnes au Condroz avec traversée de roches calcaires du ginétien. On peut donc également s'attendre à une variation au niveau des dominances dans les espèces diatomiques.

A partir de Stemberg on assiste à une augmentation de la diversité en espèces diatomiques (31 taxa). Parmi les différentes espèces rencontrées, les plus fréquentes sont *Achnanthes minutissima*, espèce dominante, *Nitzschia dissipata* et *Navicula minuscula*.

*Navicula lanceolata* et *Navicula gregaria* sont les 2 principales espèces retrouvées au niveau de la station d'Ensival. Ces 2 espèces présentent le même profil écologique, elles sont alcaliphiles, supportant des pH supérieurs à 7, se retrouvant plus dans des eaux troubles, turbides à tendance eutrophe. En effet, on peut remarquer que cette station est située dans un environnement urbain avec de nombreux rejets (égouts, ...) se déversant encore dans la Vesdre.



Pour la station de Goffontaine, les espèces diatomiques dominantes restent les mêmes qu'à la station d'Ensival. Ces taxons sont aérophiles. En effet, lors de notre passage sur le site en juillet on a pu remarquer qu'une grosse partie de la rivière était à sec. De plus, au printemps, le débit de la rivière variait de manière assez forte. Par ailleurs, une station électrique relarguant les eaux de refroidissement dans la Vesdre, se situe à proximité.

A Trooz comme à Vaux-sous-Chèvremont, on retrouve principalement des *Navicula minima*, espèce polluo-tolérante alcaliphile, vivant dans des eaux à pH supérieur à 7 et eutrophes. Tout comme à Ensival, ces stations sont soumises à de nombreux rejets urbains et industriels.

On peut donc constater que la qualité de la Vesdre se détériore de l'amont vers l'aval avec une grande différence à l'approche des zones urbaines. Cependant, une amélioration générale de la qualité est constatée puisque, de 1979 à 2005, la station d'Ensival voit la qualité de ses eaux passer de mauvaise à bonne. La même évolution est constatée pour la station de Vaux.

## 2) Les macro-invertébrés

Au total de nos 2 campagnes d'échantillonnage 48 taxa ont été dénombrés dans les eaux de la Vesdre. La majorité des taxa fait partie des insectes aquatiques (56%), les crustacés représentent 4%, les arachnides 2%, les achètes 13%, les oligochètes 10%, les plathelminthes 4%, les lamellibranches 2% et les gastéropodes 8%.

Nous observons également une diminution de la biodiversité des macroinvertébrés benthiques depuis Raeren jusque Vaux. Ceci pourrait être dû au fait que Raeren est situé dans un environnement forestier naturel sans rejet urbain et/ou industriel. On s'aperçoit également que dans les 3 premières stations (Raeren, Ville Basse et Membach) on retrouve énormément de Plécoptères faisant partie des familles de Nemouridae (*Nemoura* spp., *Amphinemura* spp.), de Leuctricidae (*Leuctra* spp.), mais également des Chloroperlidae (*Chloroperla* spp.) et des Perlodidae (*Perlodes* spp., et *Isoperla* spp.). Ces 2 dernières familles étant considérées comme étant les plus polluo-sensibles.

Pour les stations de Stenberg à Vaux, on ne retrouve plus que des Ephéméroptères de la famille des Baetidae. Cette famille, sur l'échelle de polluo-sensibilité, se situe tout à la fin, elle est donc polluo-résistante. De plus, on remarque la présence d'Achètes (*Glossiphonia* spp, *Erpobdella* spp, *Helobdella* spp et *Batrachobdella* spp.) et d'Oligochètes (*Haplotaxidae* spp., *Lumbriculidae* spp., *Lumbricidae* spp., *Tubificidae* spp. et *Naididae* spp.), espèces polluo-résistantes, principalement présentes à partir de la station de Dolhain jusque Vaux.

Nous pouvons donc en conclure que les stations de Raeren, Ville Basse et Membach présentent une bonne qualité des eaux permettant le développement d'espèces polluo-sensibles. La station de Dolhain serait un peu une station de transition. En effet c'est à partir de ce lieu que l'on aperçoit un changement dans les communautés d'invertébrés et dans la dominance des espèces. A partir de Stenberg jusque Vaux, on se retrouve avec beaucoup plus d'espèces polluo-résistantes et donc une qualité de l'eau inférieure.

Dans son rapport de 1999, portant sur des données de 1986 à 1996, Libert arrivait à la conclusion que les analyses biologiques montraient bien une différence de qualité entre l'amont et l'aval du cours de la Vesdre. La Haute-Vesdre située en milieu forestier et naturel, ne subit pas l'impact de l'influence humaine. Par contre dès Eupen, les rejets d'une vallée fortement urbanisée et industrialisée, provoquent une intense pollution organique et

industrielle qui s'amplifie jusqu'à la confluence avec l'Ourthe. La qualité biologique mauvaise sur Eupen -Verviers se dégrade pour devenir très mauvaise entre Verviers et Liège. Les résultats obtenus par J.P VandenBossche du CRNFB confirment les nôtres puisque nous constatons également cette différence de qualité entre l'amont et l'aval, passant d'une eau de bonne qualité à Raeren à une eau de mauvaise qualité à Vaux.

### **3) Les poissons**

Véritable égout à ciel ouvert, la Vesdre abrite actuellement 16 espèces de poissons de Membach à Vaux. Parmi ces 16 espèces, on retrouve 2 espèces Natura 2000, le chabot et le saumon atlantique. Le chabot peut former des populations abondantes dans les stations en voie de restauration C'est notamment le cas des stations de Dolhain et Trooz. Par ailleurs des populations de truites et d'ombres de grande taille se sont reconstituées dans plusieurs des stations inspectées (Membach, Dolhain, Nessonvaux et Trooz).

Si on se base sur les espèces les plus sensibles à la pollution on remarque à nouveau que Membach et Dolhain présentent plus d'espèces sensibles. A partir d'Ensival on retrouve en plus grand nombre les espèces résistantes à la pollution (loche, chevaine, épinocche et vairon) et aux stations de Nessonvaux et Trooz, on retrouve 2 espèces très exigeantes au niveau de la qualité de l'eau, le barbeau et l'ablette spiralin. Cependant, ils ne sont représentés que par 1 individu pour le barbeau et 2 pour l'ablette. Ces 2 espèces pourraient avoir été amenées à cet endroit par translocation volontaire par les pêcheurs ou accidentelle de poissons provenant d'autres rivières. Soit ces 2 espèces se maintiennent et on pourra dire qu'il y a une restauration de la qualité de l'eau au niveau de ces stations soit elles disparaissent, ne trouvant leur condition optimale de vie.

## 6) Conclusions et perspectives

Le but de ce mémoire était d'évaluer l'état écologique de la Vesdre ainsi que son évolution au fil du temps. Tout en s'inscrivant dans la continuité de la Directive Cadre Eau dont un des objectifs principaux est que toutes les eaux européennes atteignent un bon état écologique d'ici fin 2015.

Afin de mener à bien ce travail, nous avons étudié les communautés de diatomées, macroinvertébrés, les peuplements piscicoles présents tout le long du cours de la Vesdre. Nous avons également tenté de définir la qualité physico-chimique de ce cours d'eau.

Nous en sommes arrivés aux conclusions suivantes :

pour les *diatomées*, on a pu subdiviser la Vesdre en 3 classes de qualité :

1. la partie Raeren, Ville Basse présentant des eaux de très bonne qualité
2. Dolhain et Membach représentés par des eaux de bonne qualité
3. les stations situées d'Ensival à Vaux caractérisées par des eaux de bonne qualité

Concernant les *macroinvertébrés*, nous avons remarqué que les résultats obtenus pour les stations allant de Raeren à Stemberg étaient les mêmes que pour les diatomées c'est-à-dire que l'eau est de très bonne qualité. Cependant, une énorme différence est visible à partir d'Ensival, on se retrouve dans une classe de qualité médiocre ! Nous pourrions attribuer cette chute à une dégradation de la qualité hydromorphologique sur le tronçon Ensival-Vaux. En effet, sur ce parcours la rivière est semi-canalisée.

Nous avons aussi remarqué que l'indice *poisson* est également déclassant. En effet, toutes les stations se voient descendre d'une classe de qualité. Les stations de Membach, Dolhain et Trooz se retrouvant avec une eau de qualité moyenne tandis que Stemberg ; Ensival, Goffontaine et Vaux se voient attribuer une classe de qualité médiocre.

Ces résultats peuvent être mis en parallèle avec la qualité hydromorphologique de la Vesdre, passant de très bonne, pour Raeren, à moyenne pour le tronçon Ensival-Vaux.

Pour la *qualité physico-chimique*, aucun problème majeur n'est à signaler. Cependant, on remarque que pour les matières azotées hors nitrates, seule la station d'Ensival se retrouve dans une classe de qualité modérée. Pour les nitrates, une légère diminution est observée à partir de Stemberg et ce jusque Vaux.

La qualité physico-chimique globale, basée sur les matières azotées et les matières organiques et oxydables, montre des eaux de très bonne qualité de Raeren à Stemberg et pour Trooz.

Les quatre autres stations, Ensival, Goffontaine, Nessonvaux et Vaux se retrouvent dans des eaux de bonne qualité.

La combinaison de tous ces différents indices nous a donc permis d'obtenir une évaluation de l'état écologique global de la Vesdre. Celui-ci peut être subdivisée en 3 classes de qualité d'eau :

1. Raeren et Ville Basse avec un bon état écologique
2. Membach et Dolhain avec un état écologique modéré
3. Stemberg, Ensival, Goffontaine, Nessonvaux, Trooz et Vaux avec un état écologique médiocre.

De manière générale, plus on s'éloigne des zones forestières ou naturelles, et donc plus on s'approche des zones industrielles et urbaines, plus la qualité de l'eau et son aptitude aux potentialités biologiques diminuent.

Nous avons également remarqué que de manière générale les valeurs des différents indices s'étaient améliorées depuis l'installation et la mise en service des stations d'épuration de Membach et Wegnez

Actuellement une troisième station a été mise en service en 2004, il s'agit de celle de Goffontaine. Mais à mon avis, celle-ci fonctionne depuis trop peu de temps pour qu'on s'aperçoive de son bienfait.

Nous pensons que pour continuer à améliorer la qualité il serait nécessaire d'envisager l'instauration d'un assainissement individuel des stations situées en aval. Beaucoup trop de rejets se font encore directement dans la Vesdre.

Il serait peut être également recommandé de réaliser de nouveaux prélèvements d'eau afin de pouvoir tenir compte de tous les paramètres nécessaires pour l'établissement complet du SEQ-Eau.

Il serait également utile de réaliser une campagne de prélèvements d'ici environ 1 an pour pouvoir déterminer l'impact de la station d'épuration de Goffontaine.

Il faudrait pouvoir organiser de nouvelles pêches sur les différents secteurs étudiés afin de pouvoir réaliser des graphiques longueur-taille des différentes espèces de poissons et de voir si les populations actuellement en place arrivent à se développer et à donner une descendance.

Cependant, il faut également tenir compte du fait que les stations situées en aval font partie des masses d'eau fortement modifiées. Il est donc peu probable qu'elles puissent atteindre le bon état écologique d'ici 2015.

## **7) REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

AFNOR, Essai des eaux : Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Normalisation française NF T90-350. AFNOR, Tour Europe, F-79204 Paris, France, 9 pp., (1992)

AFNOR NF T 90-354, Qualité de l'eau – Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), 63 p., (2000)

Aublin, D., Varonne, F., Case study 1 : Vesdre River Basin, (2002)

Bady, P., Dolédec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M., Schöll, F., Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers : the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity, *Freshwater Biology*, **50**, 159-173, (2005)

Boyle, T.P., Fraleigh Jr., H.D., Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of Santa Cruz Rive, AZ, *Ecological Indicators*, **3**, 93-117, (2003)

CEMAGREF, Etude des methods biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux, Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218p., (1982)

Clarke, R.T., Furse, M.T., Gunn, R.J.M., Winder, J.M., Wright, J.F., Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices, *Freshwater Biology*, **47**, 1735-1751, (2002)

Compin, A., Céréghino, R., Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour - Garonne stream system (France), *Ecological Indicators*, **3**, 135-142, (2003)

Dale, V.H., Beyeler, S.C., Challenges in the development and use of ecological indicators, *Ecological Indicators*, **1**, 3-10, (2001)

Denys, L., Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters, *Ecological Indicators*, **4**, 255-275, (2004)

Descy, J-P., Empain, A., Lambinon, J., La qualité des eaux courantes en wallonie. Bassin de la Meuse, Secr. Etat Env. Amén. Terr. Et Eau, Wallonie, 18 pp., (1981)

Descy, J-P., Micha, J-C., Use of biological indices of water quality, *Statistical journal of the United Nations ECE* **5**, 249-261, (1988).

Descy, J-P., Fauville, C., Gosselain, V., Darchambeau, F., Viroux, L., Verniers, G., Richir, C., Caractérisation de la qualité des eaux de surface, Rapport final : Novembre 2000 – Octobre 2004, *Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces*, 4-83, (2004)

DGRNE, Définition des conditions de référence biologiques des rivières en Wallonie, 37pp., (2004)

Didier, J., Indice biotique d'intégrité piscicole pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes lotiques, Thèse de doctorat FUNDP, Press Universitaires de Namur, Belgique, 313p., (1997)

Dinsmore, W.P., Scrimgeour, G.J., Prepas, E.E, Empirical relationships between profundal macroinvertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada, *Freshwater Biology*, **41**, 91-100, (1999)

Fauville, C., Campeau, S., Licursi, M., Gosselain, V., Développement et normalisation d'un « indice biologique diatomées » en Wallonie, rapport final, DGRNE, FUNDP Département Biologie, (2001)

Germain, H., Flore des diatomées, Paris, Boubée, 444 pp.,  
Hutchinson, G.E., Treatise on Limnology, Vol. I Geography, Physic and Chemistry, 1015pp, (1957)

Gosselain, V., Fauville, C., Campeau, S., Gevrey, M., Descy, J.P, Typology and prediction of diatom assemblages in rivers : building of database and first predictive model. In : J.-J. Symoens and K. Wouters (Editors). Biological evaluation and monitoring of the quality of surface waters, pp. 45-47, (2003)

Iliopoulou-Georgudaki, J., Kantzaris, V., Katharios, P., Kaspiris, P., Georgiadis, T., Montesantou, B., An application of different bioindicators for assessing water quality : a case study in the rivers Alfeios and Pineios, *Ecological Indicators*, **2**, 345-360, (2003)

Kelly, M.G., Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers, *Water Research*, **32**, 236-242, (1998)

Kestemont, P., Goffaux, D., Grenouillet, G., Les poissons indicateurs de la qualité écologique des cours d'eau en relation avec la Directive Cadre sur l'Eau, (2004)

Libert, P-N., Plan de gestion des eaux de surface du bassin de la Vesdre, étude diagnostique, 1-41, (1999)

Ministère de la région Wallonne, Direction générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Direction des Eaux de Surface, Etat des lieux des sous-bassins hydrographiques, Tome I : Etat des lieux sous-bassin de la Vesdre. Incidences et évaluation du risque de non atteinte du bon état, (2005)

Ministère de la région Wallonne, Direction générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Direction des Eaux de Surface, Etat des lieux des sous-bassins hydrographiques, Tome I : Etat des lieux sous-bassin de la Vesdre. Identification des masses d'eau de surface. Identification des pressions anthropiques, (2005)

Ministère de la région Wallonne, Direction générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Direction des Eaux de Surface, Etat des lieux des sous-bassins hydrographiques, Tome III : Méthodologie, (2005)

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., An insight to the ecological evaluation index, *Ecological Indicators*, **3**, 27-33, (2003)

Philippart, J.C., Evolution de 1970 à 2003 de la faune des poissons dans la Vesdre en cours d'épuration. Eléments pour un plan de restauration écologique et piscicole globale du bassin, *Université de Liège – Faculté des sciences, département des sciences de la vie*, (2003)

Pinel-Alloul, B., Méthot, G., Lapierre, L., Willsie, A., Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in lake Saint- François (Québec), *Environmental Pollution*, **91**, 65-87, (1996)

Statzner, B., Dolédec, S., Hugueny, B., Biological trait composition of European stream invertebrate communities : assessing the effects of various trait filter types, *Ecography*, **27**, 470-488, (2004)

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates : relationships and definition of groups with similar traits, *Freshwater Biology*, **43**, 175-205, (2000)

Vollenweider, A., Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteur d'eutrophisation, Organisation de coopération et de développement économique, (1968)